



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

PFAS belastning på torskepopulasjonen i indre Oslofjord: Romlige variasjon, sett i sammenheng med miljøeksponering, og fysiologiske stressresponser

PFAS load on the cod population in the inner
Oslofjord: Spatial variation, in context with exposure
from the environment, and physiological stress
responses

Ane Mathilde Runge Christensen

Forord

Jeg ønsker først og fremst å takke min hovedveileder Thron O. Haugen, og medveileder Hans-Christian Teien, for at de gjorde det mulig for meg å få kunne jobbe med en så spennende og allsidig oppgave og problemstilling i et helt studieår, med mange erfaringer og lærdommer jeg kommer til å sette pris på videre. En spesiell takk til Thron, som på pedagogisk og kunnskapsrikt vis veiledet meg igjennom statistikk jeg i utgangspunktet ikke trodde jeg forstod, og for oppmuntring, entusiasme og en svært god tilstedeværelse i veiledning. En spesiell takk til Hans-Christian for at det ofte var en åpen dør til kontoret ditt når jeg hadde spørsmål og trengte å diskutere, for å få meg inn på rett spor og motivere til å drive prosessen fremover, og for svært gode og grundige tilbakemeldinger i skriveprosessen. Takk til Jan Ludvig Lyche for råd og diskusjon i utforming av problemstilling, valg av miljøgift og bidrag i oppgaveskrivingen.

Takk til Jonathan Edward Colman, Linda Eikaas Lemmens, Louise Chavarie og alle som bidro i utsetting av torskeruser og hummerteiner, samt innhenting av torsk og CTD målinger. En spesiell takk til Martine Maria Storvestre for godt samarbeid i utarbeidingen og gjennomføringen av disseksjon og feltarbeid, og som god sparringspartner om resultatene i begges oppgaver. Takk til David Craig i tilrettelegging for disseksjon på Ostøya, og til Hans Erik Karlsen (UIO) og Grete Sørnes (UIO) for at vi fikk benytte Biologen forskningsstasjon til disseksjon ved Drøbak.

Lab arbeidet ble gjennomført med veiledning, og jeg ønsker å takke toksikologilabben ved Veterinærhøgskolen, og Erik Magnus Ræder for tålmodig opplæring i PFAS analyse med fokus på at jeg måtte forstå selv heller enn å få alle svarene servert, som jeg lærte mye av. Takk til Marius Landsverk som hjalp meg på lab, da Erik ikke var til stede. Takk til isotoplabben ved seksjon for jord- og vannfag (MINA), for veiledning og bistand til å gjennomføre LOI analyser og forberedelse av feltutstyr av Marit Nandrup Pettersen, og for veiledning og bistand til frysetørring av sedimenter av Yetneberk Ayalew Kassaye.

Det har vært engasjerende, og gitt perspektiver, å delta i SITRAP - tverrfaglige masterprosjekt Oslofjorden 3.0, under arbeidet med oppgaven. Miljøet på lesesalen på Jordfagbygget har bidratt til å holde motivasjonen og trivsel oppe, og gode samtaler med studieveileder har bidratt til å ta veivalg gjennom studieløpet. En spesiell takk går til interessen og støtten fra min samboer Simen Gustu Johansen, moren og faren min. Jeg setter stor pris alt det «Åsbobla» og NMBU har tilført meg i min fem år lange studietid her.

Oslofjordens utfordring er kompleks, og denne masteroppgaven (Miljøvitenskap under fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning, MINA) tar kun for seg en av mange brikker som må undersøkes nærmere, og settes i sammenheng for å forstå det større bildet. Masteroppgaven følger opp planen fra Haugen et. al. 2024 om å måle miljøgifter og effekter av miljøstress, og tilegner mer kunnskap til hvilke årsaker som ligger bak torskens tilstand i indre Oslofjord. Jeg håper oppgaven vil komme til nytte på veien til en friskere Oslofjord.

Ås, mai 2025

Ane Mathilde Runge Christensen

Abstract

The Inner Oslofjord has been evaluated to be in a moderate ecological- and a bad chemical state. This has also been observed in the declining and poor cod population, where the improving effects of the protection act induced in 2019 is yet to be seen. The load of environmental pollutants in the fjord is moderate and is viewed as one of the challenges with several knowledge gaps also angled to the effects on cod. Stricter regulations of Per- and polyfluorinated species (PFAS) are increasing, and the compound is one of the prioritized pollutant groups in the Inner Oslofjord, especially considering the species perfluoroktan-sulfonat (PFOS), and is measured in both cod liver and the environment in the fjord.

Based on this, the aim was to study the knowledge gaps in context with the spatial variation of PFAS in cod and the environment, as well as the possible effects from exposure focusing on PFOS. The cod liver, sediment and seawater samples were collected in the autumn of 2024, from four zones. There was expected a gradient in PFAS concentration based on the zones in this order: Bærumsbassenget > Ostøya > Ildjernet > Drøbak. The fish's condition factor (K-factor), liver somatic index (LSI), age and age adjusted length were derived from field measurements. High-performance liquid chromatography-mass spectrometry was chosen as the analysis method to quantify PFAS in the samples, and loss of ignition was applied to estimate the amount of organic material in the sediment samples.

The results indicated a trend where the short chained PFAS (<8 carbon atoms) were detected most frequently in the seawater samples, with PFPeA having the highest concentration $\leq 0,52$ ng/kg. Measured PFOS, for all four zones, was above the limit values in costal seawater (0,13 ng/l) which implies risk of chronical toxic effect from long term exposure. Seawater from Bærumsbassenget had the highest mean value at 0,34 ng/kg. PFOS was the species detected in sediment samples with the highest $\bar{x}$ concentration, where alle zones had $\bar{x} > 0,23$ ng/g. The highest concentration at 0,68 ng/g wet weight (ww) was measured in Drøbak at the sample point north of Håøya, and the lowest $\bar{x} = 0,24$ ng/g ww was measured for the zone in Bærumbassenget. PFUnDA had the second highest average $\bar{x}$ over all zones, and the highest concentration (0,41 ng/g ww) was also found north of Håøya. This general trend with highest concentrations in parts of the Drøbak zone, did not correspond with the expected gradient. However, the lowest PFAS concentrations were found in Drøbak south of Håøya, and at Ildjernet. The sample points north and east of Håøya had the lowest concentrations in seawater. This was not an unambiguous trend for alle the PFAS compounds and can indicate that the sources to PFAS in the Oslofjord arrive from both point sources and long-range transport. PFOS was the dominating species in cod liver, where all zones had an $\bar{x}$ concentration $\geq 5,06$ ng/g ww, and the highest $\bar{x}$ was found to be in Drøbak > Environmental quality standard (EQS) at 9,1 ng/g ww indicating levels exceeding toxic effect concentration. The observations for cod in Drøbak had,

however, the biggest dispersion. PFOA was detected far below the EQS for all samples, with the highest $\bar{x}$ concentration at 0,09 ng/g ww. There was a statistically significant relation between increasing PFAS concentration in cod liver and sediment, especially considering PFOS when all the sediment sample points were included. This indicates that the dispersion in PFOS concentration between cod individuals seen in Drøbak might be due to variation in migration and habitat utilization. There was found a negative correlation between several PFAS, PFOS amongst others, and LSI, which implies that PFAS might contribute as a stress factor. Meanwhile, there is still required further investigation of the causal relationship between PFOS, LSI and other stressors that the cod in the Inner Oslofjord are exposed to.

Sammendrag

Indre Oslofjord har en moderat økologisk - og en dårlig kjemisk tilstand. Torskebestanden har hatt en kraftig nedgang hvor individene er i relativt dårlig forfatning med få tegn til bedring, til tross fangstforbud av torsk siden 2019. Miljøgiftbelastningen i fjorden er moderat, og anses som en del av Oslofjordens utfordringer med flere kunnskapshull blant annet rettet mot effekter på torsk. Regulerings av Per- og polyfluorerte forbindelser (PFAS) blir stadig strengere, og denne stoffgruppen er blant de prioriterte miljøgiftene i indre Oslofjord, med spesielt fokus på perfluoroktan-sulfonat (PFOS), som blir funnet i torskelever og miljøet i fjorden.

På bakgrunn av dette ble kunnskapshull knyttet til romlig variasjon i PFAS konsentrasjon i torsk og miljøet, samt mulige fysiologiske effekter fra PFAS eksponering undersøkt, med spesielt fokus på PFOS. Prøvematerialet ble innhentet høsten 2024, og bestod av torskelever, sediment og bunnvannsprøver fra soner i en indre gradient med en generell forventning om høyest PFAS konsentrasjon innerst i Oslofjorden fra Bærumsbassenget > Ostøya > Ildjernet, og lavere lenger ute ved sonen i Drøbak. Torskens kondisjonsfaktor, leversomatiske indeks (LSI), alder og aldersjusterte lengde ble beregnet fra feltmålinger. Høypresisjonsvæskeskromatografi-massespektrometri ble benyttet for kvantifisering av PFAS konsentrasjon i bunnvann-, sediment- og leverprøver. Loss of ignition ble benyttet som metode for å anslå andelen organisk materiale i sediment, i forbindelse med sorpsjon av PFAS.

Resultatene indikerte en trend for bunnvann der det ble detektert flest PFAS med alkylkjeder kortere enn 8C i bunnvann, hvor PFPeA hadde høyest konsentrasjon $\leq 0,52$ ng/kg. PFOS ble målt over grenseverdien i kystvann på 0,13 ng/l i alle sonene for kroniske toksiske eksponeringseffekter ved langtidseksponering av kystvann, med høyest $\bar{x}$ måling i Bærumsbassenget på 0,34 ng/kg. Dette var også tilfellet for PFOS som hadde høyest $\bar{x}$ konsentrasjon i sediment, hvor alle sonegjennomsnitt var over 0,23 ng/g, med høyest konsentrasjon ved prøvepunktet nord for Håøya ved Drøbak på 0,68 ng/g våtvekt og lavest ved Bærumsbassenget på 0,24 ng/g. PFUnDA hadde nest høyest $\bar{x}$ konsentrasjon i sediment, også høyest nord for Håøya (0,41 ng/g våtvekt). Generelt var konsentrasjonen av PFAS høyest i Drøbak, noe som ikke var forventet med hensyn på gradienten. $\bar{x}$ målingene i sediment var lavest for Ildjernet og prøvepunktet ved Drøbak sør for Håøya. I bunnvann var dette tilfelle for de to nordligste prøvepunktene ved Drøbak nord og øst for Håøya. Disse trenden var ikke entydige for samtlige PFAS-forbindelser. På bakgrunn av dette kan det antas at mulige kilder både er langtransporterte og lokale, og kan være et tema å undersøke videre. $\bar{x}$ av PFAS-forbindelser i torskelever viste at PFOS også var den dominerende forbindelsen over alle sonene med $\bar{x}$ konsentrasjon $\geq 5,06$ ng/g våtvekt, hvor $\bar{x}$ konsentrasjonen for Drøbak var > EQS på 9,1 ng/g våtvekt som indikerer toksisk effektnivå. Det var samtidig stor spredning i målinger for torsk fanget i Drøbak.

PFOA ble detektert langt under EQS for alle prøvetypene, med høyeste $\bar{x}$ konsentrasjon på 0,09 ng/g våtvekt i torskelever (EQS = 91 ng/g). Det ble observert en sammenheng mellom økende PFAS konsentrasjon i torskelever og i sediment, spesielt med hensyn på PFOS, når sedimentprøvene fra hele området ved Drøbaksonen nord og øst for Håøya ble inkludert. Dette kan indikerer at det er variasjon i områdebruk mellom individene som ble målt, og at vandring og habitatutnyttelse kan påvirke PFAS opptaket. Det ble funnet en negativ korrelasjon mellom flere PFAS, deriblant PFOS, i lever og LSI, som indikerer at PFAS bidrar som en stressfaktor på torsken i indre Oslofjorden. Samtidig kreves det videre undersøkelser for å forklare kausaliteten mellom LSI, PFOS og evt. andre stressorer, i tillegg til videre forståelse av torskens vandringsmønster.

Innhold

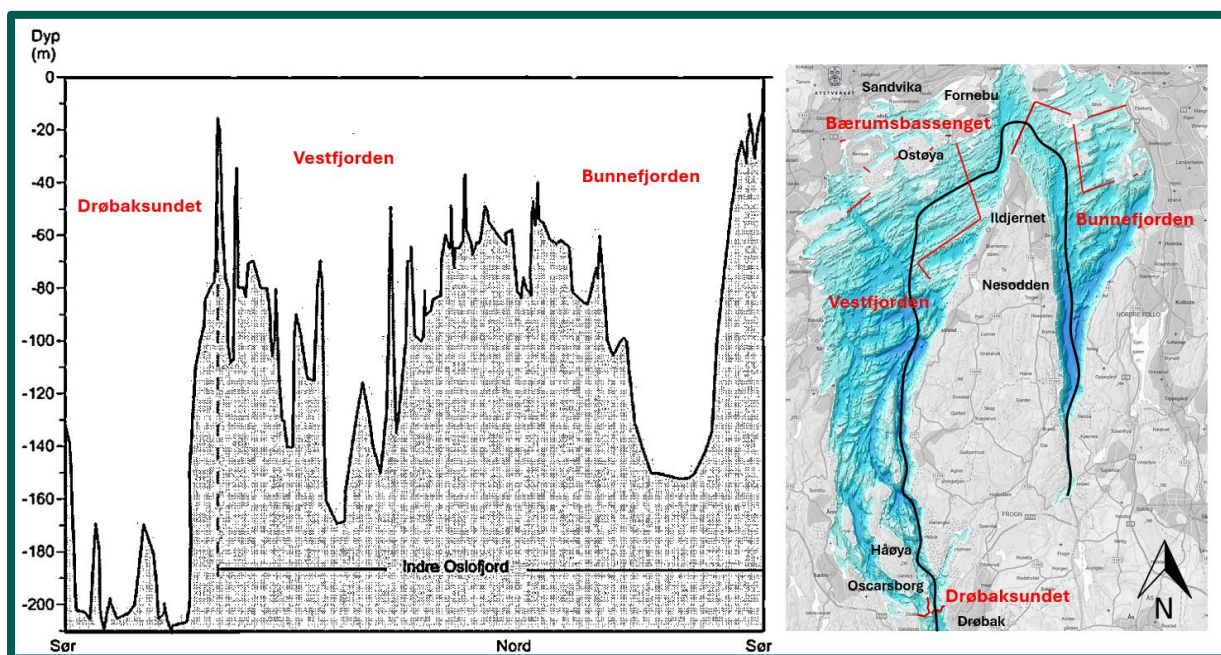
Forord	i
Abstract	iii
Sammendrag	v
1. Introduksjon	1
1.1. Torskens tilstand i Oslofjorden	1
1.2. PFAS	5
1.4. Mål og hypoteser	11
2. Materialer og metoder	12
2.1. Studieområde og prøvelokaliteter.....	12
2.2. Innsamling, opparbeiding og analyser.....	13
2.2.1. Vannprøver	15
2.2.2. Sedimentprøver	16
2.2.3. Torsk.....	18
2.4. PFAS analyser	19
2.3. Databehandling og Statistiske analyser	20
2.4. Bruk av kunstig intelligens (KI)	23
3. Resultater	24
3.1. Abiotiske variabler	24
3.2. Biologiske variabler	24
3.3 PFAS	27
3.3.1 PFAS fordeling i prøvetypene og for sonene	27
3.3.2. Relasjoner mellom PFAS i torskelerver og miljøkonsentrasjonene for sonene.....	33
3.3.3. Relasjonen mellom PFAS og andre variabler.....	37
3.3.4. PFOS	40
4. Diskusjon.....	43
4.1. Miljømålinger	43
4.2. PFAS funn i prøvetypene	44
4.3. Gradientfordeling	47
4.4. Kilder til PFAS funnene	48
4.5. Torskens tilstand.....	49
4.6. Relasjoner mellom miljøeksponering, leverkonsentrasjon og stressresponser.....	51
5. Konklusjon	54
6. Bibliografi	57
7. Vedlegg	69

1. Introduksjon

1.1. Torskens tilstand i Oslofjorden

I antropocen, er det lite i naturen som går upåvirket hen av menneskelig aktivitet. Vi har lenge forholdt oss til havet som en uendelig ressurs og søppelfylling, bevist og ubevisst, for alle elver fører til havet. De siste tiårene har det kommet på dagsorden at Oslofjorden, som en av Norges mest artsrike fjorder, har en dårlig økologisk tilstand. Dette er trolig en konsekvens av et samlet fotavtrykk fra over halvparten av Norges befolkning, som lever i regionen tilknyttet fjordområdet (Givskud, 2023). Utfordringene i Oslofjorden er komplekse, og det er flere faktorer som har blitt antatt som medvirkende årsak til den dårlige økologiske tilstanden; overhøsting, utbygging, industri, forurensing, forsøpling og økte klimaeffekter. Oslofjorden, med hensyn på siste helhetlige tiltaksplan, strekker seg fra Agder fylkesgrense langs grunnlinjen til grensen til Sverige, og har et nedbørsfelt fra svenskegrensen i øst opp mot Røros til fylkesgrensen til Agder i vest med Glomma, Drammens-Numedals – og Telemarksvassdraget som tilførselselver (Arvnes, 2019; Klima- og miljødepartementet, 2021). Fjordsystemet er delt inn i flere terskler og bassenger, og det går et geografisk skille mellom indre og ytre del ved terskelen i Drøbaksundet sammen med den kunstige barrieren Jetéen. Indre Oslofjord har igjen flere terskler, som danner mer eller mindre avgrensede havnebassenger, blant annet Bunnefjorden og Bærumsbassenget (Figur 1.1.1.). Tersklene påvirker både vannutskiftningen og sirkulasjonen av vannmassene, og styres i stor grad av mengden nordavind, vanntilførsel fra land og fjordtemperaturer. I Vestfjorden-bassenget skjer utskiftning av vannmassene i den nedre delen av vannsøyla i fjordbassenget med 1-2 års mellomrom (Powell et al., 2018; Staalstrøm, 2020). Saliniteten er som regel fra 25 til 35 PSU i indre Oslofjord, da området er påvirket av ferskvannstilførsel, spesielt tydelig mot overflaten i grunnere områder som Bærumsbassenget (Valestrand et al., 2024). Bassengstrukturene fører til at deler av økosystemet har lokale avgrensinger. Tilførselen av næringssalter, spesielt nitrogenforbindelser fra jordbruksavrenning og kloakk har vært og er et fremtredende forurensingsproblem i indre Oslofjorden i dag. Konsekvensene av dette gir seg til kjenne som økte mengder av trådformede påvekststalger («lurv»), og som anoksiske soner i vannsøyla fra eutrofi-prosesser, som i området Bærumsbassenget (Figur 1.1.1.) (Alve et al., 2009; Staalstrøm, 2023). Dette er ikke tilfellet ved Drøbaksundet, da det er mer strøm og bevegelse i vannmassene her. (Valestrand et al., 2024). Dette er et eksempel på at fjordbassengenes økologiske og kjemiske tilstand blir påvirket av ulike miljøfaktorer som økte nedbørsmengder og flomepisoder, jordbruks- og urban avrenning, overbelastning av avløpsnett og forurensing (Lundsør et al., 2018; NIVA, 2019; Norsk-klimaservicesenter, 2022). Disse miljøfaktorene har blitt pekt på, av Sekretariat

for Oslofjorderrådet, at utøver en samlet belastning på nøkkelarten torsk (*Gadus morhua*). Torsken har blitt et bilde på økosystemet i Oslofjorden sin ubalanse, på vei mot et vippepunkt. (Givskud, 2023; Selkoe et al., 2015).



Figur 1.1.1. Illustrasjon av terskelutformingen og havbunnsterreng i indre Oslofjord. Til venstre vises terrengprofilen målt i dybdemeter, og til høyre er plassering av dybdeprofilen skissert opp (svart linje). Dette er hentet fra Figur 2 i Norconsults vedleggsrapport til Overvåking av indre Oslofjord 2017, og har blitt redigert og skissert opp i etterkant for visuell tydelighet (Lundsør et al., 2018; Valestrand et al., 2024). linje). Til høyre vises også oversiktskart over indre Oslofjords havbunnsterreng, med MG-Havbunnsterreng (WMS) hentet fra temalaget Marine grunnkart (Kystverkets kart). Hoved-tersklene er tegnet inn med rød strek, med inspirasjon fra tersklene fra Fjordkatalogen (Fjordkatalogen; Staalstrøm, 2020).

Årsaken til at torsken er en av de artene som trekkes mest frem i beskrivelsen av Oslofjordens tilstand, kommer av dens økonomiske, kulturelle og økologiske betydning. Torsken regnes som en nøkkelart i fjordøkosystemer, som bidrar til flere økosystemtjenester (Enoksen & Reiss, 2018). Fravær av en robust bestand knyttes til trofiske kaskadeeffekter (Östman et al., 2016). Overordnet sett har torskebestanden i indre Oslofjord siden 1930-tallet hatt en negativ populasjonsvekst med lav yngelrekruttering, hvor overfiske sammen med forurensing har blitt utpekt som hovedårsaker (ICES, 2006; Johannessen & Sollie, 1994). Havforskningsinstituttet har gjennomført strandnot-undersøkelser i indre Oslofjord siden 1919, og de siste årene har de ikke fanget torsk i denne sonen (Knutsen et al., 2022). Samtidig, har Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) gjennomført torskeruseserier fra 2011-2012 og 2019 til d.d., hvor de fremdeles fanger torsk i indre og ytre Bærumssassenget, ved Ildjernet samt nord og sør for Håøya. Det er likevel en trend som indikerer at det er få torskeindivider med en fangst per innsats (CPUE) på 0,07 - 0,08 ind/ruse/døgn. I tillegg til en

reduksjon i antall torsk er det også en reduksjon i eldre individer. I 2019 ble det innført fangstforbud på torsk i indre Oslofjord, som et tiltak mot den lave torskebestanden. I gyteområdene har det vært totalt fangst forbud fra januar til april, som overordnet innlemmer fjordområdene på begge sider av Drøbak terskelen, østsiden av Håøya, Langåra og hele Vestfjorden nord herifra frem til starten av Bunnefjorden i indre Oslofjord. Noen yrkesfiskere har samtidig fått dispensasjon, for å tilrettelegge for kaisalg i Oslo (Fiskeridepartementet, 2019; Fiskeridirektoratet; Klima- og miljødepartementet, 2021) og fiskeforbudet gjelder ikke for sjørretfiske. Det er ingen antydninger til at fiskeforbudet har bedret torskebestanden i Oslofjorden, frem til i dag seks år etter at det tredde i kraft. Noen årsaker som legges til grunn for manglende effekt er at det har vært fiske pga. dispensasjoner og manglende håndheving, samt at tiltaket trenger lenger virkningstid (Givskud, 2023; Haugen et al., 2023; Haugen et al., 2024; Knutsen et al., 2022).

Atlantehavstorsk (*G. morhua*) finnes langs hele norskekysten, men deles inn i separate bestander. Nordsjø- og kysttorsk stammene forekommer begge sør for Stad, men kysttorskbestanden mellom Lindesnes og svenskegrensen ansees som subpopulasjoner, på bakgrunn av tilpasning til lokale forhold (Nedreaas et al., 2008). Molekylær-genetiske studier har vist at torsk i Skagerrak og de tilknyttede fjorder, som Oslofjorden, i hovedsak består av to divergerende sympatriske økotyper, hvor begge oppholder seg i fjordene; den lokalt stasjonære fjord-økotypen; og den vandrende nordsjø-økotypen (Knutsen, H. et al., 2018). Til tross for at de kan sameksistere store deler av livssyklusen, har det blitt observert flere romlige, tidsmessige og genetiske barrierer i genflyt mellom økotypene i fjorder i Norge som bevarer tilpassinger til fjord habitatet (Barth et al., 2017; Barth et al., 2019). Morfologisk er det vanskelig å skille de respektive økotypene på grunn av torskens fenotypiske plastisitet i f.eks. farge (Pethon, 2019). Telemetri - og stabile isotopanalyser har vist at det kan være en forskjell i habitat- og næringsutnyttelse i form av pelagisk og bentisk fauna, for nordsjø- og fjord-økotypen respektivt, i fjorder i Norge (Bergstad et al., 2008; Kristensen et al., 2021; Link et al., 2008). Det har blitt vist at fjord-økotypen har høyere overlevelse i fjordsystemet med flere lokale tilpasninger. Samtidig er den svært stedegen med bevegelsesområde på ca. 3-5 ha (Bøe, 2013; Ilestad, 2012; Kristensen et al., 2021; Moland et al., 2021). Etter klekking på våren lever torskeelarvene pelagisk før de blir mer bentisk orientert i grunne kystområder med sjøgressenger (Lilley & Unsworth, 2014). Den vandrende nordsjø-økotypen benytter seg også av fjordsystemet som oppvekstområder, men vandrer trolig ut i Skagerrak etter hvert, og blir oftere større, lever lenger og blir senere kjønnsmodne enn fjordøkotypen (Kristensen et al., 2021; Pethon, 2019).

Som en semibentisk toppredator varierer dietten til torsk i fjorder ut ifra hva som er tilgjengelig i økosystemet og med sesongvariasjoner (Kolsum, 2011). Torskens byttedyr varierer også gjennom livsstadiene. Zooplankton og krill er viktige næringskilder under larvestadiet, mens bentiske makroinvertebrater (herunder amfipoder og isopoder) blir mer dominerende i dietten ved tiltagende vekst. Stasjonær eller vandrende fisk i fjorden er viktige byttedyr for torsk over 30 cm lengde

(Bergstad & Knutsen, 2000). I voksen alder baserer næringsopptaket seg på bentopelagisk predasjon av både mindre fisk, og bentiske predatorer, åtseletere og sedimentspisere som krepsdyr, muslinger, børstemark og pigghuder (Bergstad & Knutsen, 2000; Pethon, 2019). Endring i total kroppsvekt relativt til total kroppslengde, kondisjonsfaktor (K-faktor, Formel 2), og leverstørrelse relativt til kroppsstørrelse, leversomatisk indeks (LSI, se Formel 3), er begge forholdstall som er knyttet til næringsopptak og stressrespons. I en fôringsstudie av sultet og fôret torsk har LSI blitt beregnet til $1,1 \pm 0,4$ mot $3,9 \pm 2,0$, og K-faktor til $0,54 \pm 0,1$ mot $0,81 \pm 0,1$, respektivt (Haugen et al., 2009; Martínez et al., 2003). Det er stor sesongvariasjon i K-faktor målt på høsten og våren (Haugen et al., 2024), men en K-faktor på under 0,8 gjenspeiler generelt dårligere kondisjon (Mello & Rose, 2005). Gjennomsnittlig K-faktor har vært på $\leq 0,8$ for soner i indre Oslofjord siden 2020. Disse undersøkelsene ble gjennomført i en indre gradient av sonene Bærumsbassenget, utenfor Ostøya til Ildjernet, sett i sammenheng med ytre soner nord, øst og sør for Håøya og ved Drøbak (Figur 1.1.1.) (Haugen et al., 2023; Haugen et al., 2024). Individene har i tillegg tilsynelatende dårlig helsetilstand med sår og parasitter. Den noe lave kondisjonsfaktoren som er observert de siste årene, kan ikke knyttes til overfiske, men indikerer at torsken ikke får i seg nok føde eller har mangelsykdommer (Haugen et al., 2024).

Tilstanden til torskepopulasjonen kan billedliggjøre tilstanden til næringsnett og økosystemet i fjorden, og det har blitt vist at overfiske kan være en hovedårsak til forskyving av dominante arter og økosystemroller (Pauly et al., 1998; Staalstrøm, 2023). Reduksjon av torsk i fjorder virker negativt på vekst av viktige habitatdannende strukturer som ålegress (*Zostera marina*) og tang (*Fucus* spp.), fordi strandkrabbepopulasjonen (*Carcinus maenas*) reguleres i mindre grad (Infantes et al., 2016; Östman et al., 2016). Dette kan også ha tilbakeføringseffekter på torskens rekruttering. Samtidig har den økende mengden av kutlinger og leppefisk, også fra redusert toppredator-trykk, en indirekte positiv effekt på «lurv», sammen med den positive effekten fra næringssalter, som reduserer tang og tarebeltet, habitatvariasjon og dermed også tilgang til egnet habitat for torskeyngel (Givskud, 2023). Både oppblomstring av «lurv» og reduksjon av ålegress og tang og tare har blitt observert i indre Oslofjord (Arvnes, 2019). I tillegg til denne økologiske dynamikken som kan påvirke bestanden av fjordøkotypen av torsk, er det også påvist flere miljøgifter i torsk og sedimenter (Ruus et al., 2023; Schøyen et al., 2024).

Degradering av habitater fra forurensing fra avløp, jordbruk og urbane kilder, har bidratt til å redusere torskepopulasjonen robusthet, demografiske sammensetning og evne til å ta seg opp igjen. De samme tendensene finner vi i andre havområder utsatt for stor antropogen påvirkning som Skagerak, Østersjøen, og Kattegat (Bryhn et al., 2022; Orio et al., 2022). Tilførte næringssalter og organisk materiale kan drive marine økosystemer mot redusert biologisk mangfold (Pettersen et al., 2022), da den mikrobielle sammensetningen i sedimentene endres fra *Nitrosopumilus* til *Sulfurovum* under oksygenfattige forhold. Dette reduserer mikrobiell syntese av vitamin-B12 (kobalamin) og B1

(tiamin), som er essensielt for torsk (Qin et al., 2017). Tiaminmangel i torsk fra Østersjøen har blitt observert med negative relasjoner til K-faktor og organ-somatiske indekser. Mikrobiell sammensetning av *Nitrosopumilus* eller *Sulfurovum* har blitt undersøkt i indre Oslofjord i sammenheng med total organisk karbon belastning og anoksi. Det ble funnet en tilstandsgradient i dette forholdet over tre soner fra Bærumsbassenget, Ostøya til Ildjernet, fra dårlig til bedre tilstand. Her ble det kun funnet en svak sammenheng med torskens K-faktor (Andersen, 2024). Slik det kommer frem i rapporter om både Østersjøens og Oslofjordens torskebestand (Bryhn et al., 2022; Haugen et al., 2024), må torskepopulasjonenes reduserte tilstand og kondisjon, populasjonsnedgang og svake respons på vernetiltak sees i en større sammenheng med det totale antropogene påvirkningstrykket, hvor miljøgifter er en av faktorene som kan påvirke bestanden negativt.

1.2. PFAS

Det er flere kjemiske forbindelser og miljøgifter som kan påvirke torskebestanden i Oslofjorden. I en urban fjord, som Oslofjorden, med en befolkning på 2,8 millioner mennesker i hele nedbørsfeltet og 1,6 millioner tilknyttet kystkommunene (Givskud, 2023), er det ingen tvil om at gamle synder og ny tilførsel av miljøgifter også kan påvirke økosystemet. «Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand» fremhever spesielt persistente organiske forbindelser (POPer) blant forurensing som påvirker artssammensetning og populasjonstilstand til toppredatorer i Nordsjøen og Skagerrak (Nybø, 2017), og det er forventet at effektene på organismer i Oslofjorden vil akkumulere på grunn av kronisk eksponering av persistente forurensinger (Aarflot et al., 2024). Stoffgruppen per- og polyfluorerte forbindelser (PFAS) er blant POPene som overvåkes i indre Oslofjord. Denne stoffgruppen finnes også stadig igjen i torsk, sediment og vann i fjorden (Ruus et al., 2023). PFAS kom for alvor i søkelyset, da det ble oppdaget i både miljø og organismer med en global tilstedeværelse (Buck et al., 2011; Giesy & Kannan, 2001). Noen PFAS er i dag regulert under internasjonale avtaler som Stockholm-konvensjonen og i EU (EU, 2011; EU, 2017; Stockholm-konvensjonen, 2001; UNEP, 2009; UNEP, 2019), og det har blitt lagt frem et forslag for det europeiske kjemikalier regelverket (REACH) om utfasing av alle PFAS, med unntak av nødvendig bruksområder (European Commission, 2020). European Chemicals Agency (ECHA) har vurdert flere PFAS til høy klassifisering av risiko (SVHC) for både mennesker og miljø (ECHA). OSPAR har også lagt til PFAS-forbindelser på både 'List for Chemicals of Priority Action' (OSPAR) og 'List of Substances of Possible concern' (OSPAR, 2023). Vanndirektivet har oppført perfluoroktansulfonat (PFOS), som har vært regulert av både Stockholm-konvensjonen og EU siden 2008, på listen over prioriterte miljøgifter (EU, 2011; Miljødirektoratet, 2016; Vanndirektivet, 2018). Perfluoroktansyre (PFOA) har også vært forbudt i EU

siden 2020, og er foreslått som en annen prioritert PFAS-forbindelse i vannforskriften (EU, 2017; Vanndirektivet, 2018). Norge, sammen med fire andre land, har levert forslag om totalforbud mot hele stoffgruppen PFAS til ECHA i januar 2023, hvor en beslutning vil fattes av REACH i 2025 eller 2026 (ECHA, 2021).

PFAS er en heterogen stoffgruppe, med stor variasjon i kjemiske egenskaper og skjebner i miljø og organismer for de ulike kjemikaliene i gruppen. Fellestrekkene ligger i den kjemiske strukturen, hvor forbindelsene består av en alkylkjede hvor hydrogenatomene delvis (polyfluor) eller fullstendig (perfluor) er byttet ut med fluoratomer, som gjør PFAS svært persistente mot både kjemisk og termisk nedbrytning da C-F bånd er stabile og den sterkeste kovalente bindingen kjent i organisk kjemi (Banks et al., 1994). Alkylkjeden er festet til en terminal funksjonell gruppe som perfluoroalkylsyrene (PFAA) kan være en karboksylsyre eller sulfonatsyre (Buck et al., 2011; Campbell, 2022) (Figur 1.3.1.). Skillet mellom korte- og lange PFAS er basert på antall karbonatomer i alkylkjeden, hvor PFAS med karboksylsyre med alkylkjede $>7C$ regnes som lange, og PFAS med sulfonatsyre med alkylkjede $>6C$ regnes som lange (Buck et al., 2011). Dette gir stoffgruppen PFAS stor variasjon med hensyn på bruksområder og derfor ulike kilder, og stor variasjon i hvordan de transporteres i miljøet og i organismer, samt deres toksiske effekter og endepunkter. PFAA er den undergruppen av PFAS det knyttes mest toksikologiske problemer til, og noen av de mest studerte PFAAene er blant annet PFOA, perfluornonansyre (PFNA), perfluorheksansulfonat (PFHxS), PFOS og perfluorbutansulfonat (PFBS) (Glüge et al., 2020).

De amfipatiske egenskapen gjør PFAAer relativt mobile i miljøet, og de kan opptre som surfaktanter i vannoverflater, og blir også ofte transportert med vannfasen. Dette innebærer langtransport med regn, havstrømmer og atmosfærisk transport på aerosoler (Ahmed et al., 2020; Ahrens et al., 2009; Armitage et al., 2009; Cousins et al., 2022; Kwok et al., 2013; Young et al., 2007; Yu et al., 2018). Generelt øker både fordelingskoeffisienten (K_d) for sediment/vann og oktanol/vann fordelingskoeffisienten (K_{ow}) med økende molekylvekt og alkylengde av PFAA forbindelser, dette gjelder også for (Wang, Z. et al., 2011). PFAA med alkylkjeder $< 6C$ er mer mobile, og avhenger mer av den funksjonelle gruppen i interaksjon og interagerer kolloiders vannfase, mens forbindelser $\geq 6C$ har større sorpsjon til kolloider uavhengig av funksjonell gruppe på grunn av hydrofobe interaksjoner (Nguyen et al., 2020)..

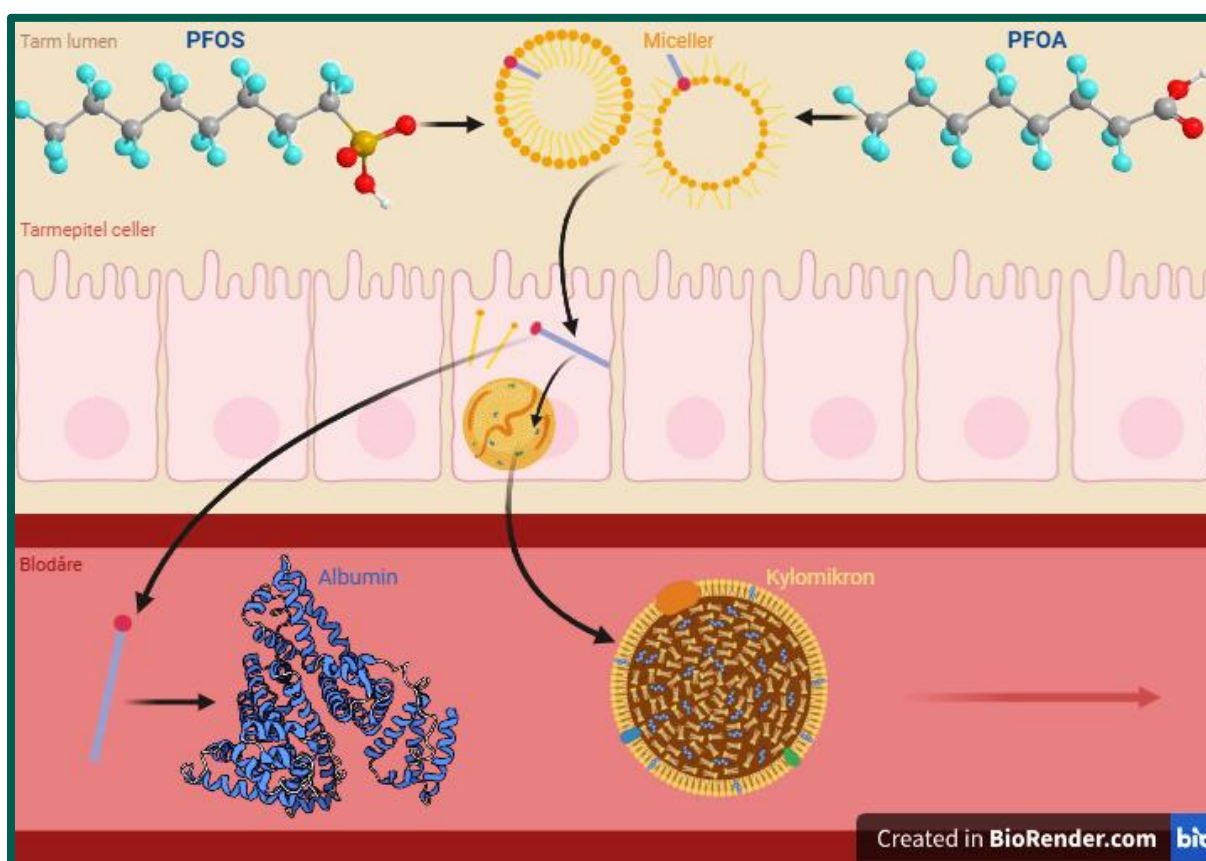
PFAA fordeling påvirkes også av de fysiske og kjemiske egenskapene i miljøet. Med økende pH (3-8) i løsning, er det en desorpsjons trend for både korte og lange PFAA på grunn av endring i kolloidoverflatens hydrofobisitet, spesielt for syrene med høy pKa som PFAAene PFOS og PFOA (Guo et al., 2024). Sorpsjon av PFAA på kolloide overflater kan skje med elektrostatiske interaksjoner, hydrofobe interaksjoner med organisk materiale, divalente ligandbroer og hydrogenbindinger. Mengden organisk materiale, silt/leire og mikroporer i sedimentene er positivt assosiert med sorpsjonen av PFAA med økende alkylkjedelengde, samtidig fører den anioniske

funksjonelle syregruppen i disse forbindelsene til økt mobilitet i form av større vannassosiert transport og med hensyn på kolloiders negative overflate (Ahmed et al., 2020; Campbell, 2022; Newman, 2020; Nguyen et al., 2020). I marine sedimenter, kan salt (NaCl) og jern (Fe) interagere i elektrostatiske interaksjoner med PFAS-forbindelser. Økende salinitet kan derfor ha en positiv effekt på sorpsjon av PFAS i sedimenter, og dette er blant annet observert for PFOS (Ahmed et al., 2020; Steffens et al., 2021; Yin et al., 2022).

Det er mange kilder og transportveier av PFAA til marine kystmiljøer. PFAA blir, og har blitt brukt i flere konsument produkter og i nærmest alle industrier, og tilførsel til det marine miljø er assosiert med industrielle kilder, avløpsrenseanlegg, overflatavrenning og uidentifiserbare kilder i urbane miljøer (Dong et al., 2020; Murakami et al., 2009). Konsumentprodukter er også ansett som en viktig kilde. På grunn av de inerte, avstøtende, smørende, ikke tilheftende, brann- og varme resistente egenskapene finnes PFAA i brannskum (AFFF), kjølevæske, elektronikk, gruvedrift, møbler, kjøkkenutstyr, ammunisjon, bioteknologi, galvaniseringsindustrien, tekstiler, impregnering, maling og lakk, kosmetikk og matindustrien m.m. (Ye et al., 2015). Til tross for strengere reguleringer, er PFAS egenskapene samtidig svært gunstige i en del essensielle produkter og prosesser som foreløpig har gjort et totalforbud vanskelig (Ahmed et al., 2020; Gellrich et al., 2012). Det er ikke noen produksjon av PFAS i Norge, men det er likevel en mengde produkter og industri hvor PFAS benyttes (Bjotveit, 2004; Glüge et al., 2020). Persistensen har gitt mange PFAS, spesielt de med alkylkjeder $\geq 8C$, tilnavnet for alltid kjemikalier, og er årsaken til at flere utfasede PFAA kan forbli i miljøet uavhengig av internasjonale reguleringer (Ahmed et al., 2020). Både PFOS og PFOA har svært lang halveringstid i miljøet (Vaalgamaa et al., 2011), og har blitt forbudt å benytte i brannskum. Kjerneprøver av sedimenter i indre Oslofjord har påviste PFOS utenfor Fornebuområdet i 2020 tilsvarende moderat miljøstandard nivå (Slinde et al., 2021b). Utlekking av PFAA fra brannskum brukt på flyplasser, brannøvsområder og fra brannslukking, er en kjent risiko for kystøkosystemer og marine miljøer hvor PFAS i brannskummet har blitt vist å akkumulere i næringskjeden spesielt for bentisk fauna (Langberg et al., 2019; Miranda et al., 2024; Pozo et al., 2022; Reinikainen et al., 2022). NIVAs miljøgiftmålinger for torsk sentralt i Vestfjorden viser en negativ historisk trend i mengden PFOS og PFOA i indre Oslofjord (Schøyen et al., 2024). Større strukturer av PFAS fra produkter kan delvis degraderes, og fungere som kilde til andre PFAA derivater som PFOS og PFOA i både sedimenter, vannfase og biota (Gao et al., 2015; Guo et al., 2024). Opphopning i miljøet gjelder spesielt nordligere områder, og avsidesliggende, og halvveis lukkede marine miljøer (Gao et al., 2014). I en studie av tilførselskilder av PFAA til Østersjøen fra 2013, dominerte elveløp og atmosfærisk deposisjon sammenlignet med avløpsvann, og observert økning fra 2005-2010 har blitt forklart med retensjon i nedbørsfeltet (Filipovic et al., 2013).

På bakgrunn av PFAA sine generelle kjemiske egenskaper regnes forbindelsene generelt som både bioakkumulerende og -magnifiserende (ECHA, 2022 ; Ng & Hungerbühler, 2014), og blir transportert

oppover trofiske nivåer i næringsnettene, med toksiske effekter på fisk høyere oppe i næringskjeden, videre til fugler, pattedyr og mennesker (Chen et al., 2021; Renzi et al., 2013). Det har vært knyttet mest bekymring til PFAA forbindelser med lengre alkylkjeder, da disse bioakkumulerer i større grad (Martin et al., 2003a; Martin et al., 2003b), hvor PFOS og PFOA er de mest studerte (Buck et al., 2011). PFOS (alkylkjede = 8C) akkumulerer i større grad (Ahrens & Bundschuh, 2014). Det har blitt observert at PFAS-konsentrasjon i sedimenter, i større grad enn vannfasen, har en betydelig rolle i biomagnifisering i næringsnett fra bentisk- til pelagisk fauna i ferskvannsinnsjøer (Martin et al., 2004). PFAS opptak i fisk skjer hovedsakelig gjennom fødeinntak, men kan i noe grad tas opp over gjeller, og de kortkjedede forbindelsene kan også diffundere gjennom fiskeskinnet (Golosovskaia et al., 2024; Martin et al., 2004; Xiong & Li, 2024).



Figur 1.3.1. Egenprodusert illustrasjon basert på studier (Ng & Hungerbühler, 2013; Zhang et al., 2024; Zhu et al., 2022) av hvordan opptak av PFAA (PFOS og PFOA) kan foregå fra tarmen, til blodet med lipidtransportere som kylomikroner, eller ved binding av frie PFAA i blodet til albumin (Sugio et al., 1999). PFOS og PFOA struktur, hentet fra (Paustenbach&Associates), i henhold til (PFOS CSID:67068) (PFOA CSID:9180). Figuren er laget i <https://BioRender.com>.

Eliminering skjer hovedsakelig med de kortere PFAS-forbindelsen over gjeller eller med urin, og med avføring for de lengre PFAS-forbindelsene (Vidal et al., 2019; Zhong et al., 2019). Halveringstiden for

PFAAer i fisk øker med alkylkjedelengde, og noen studier har sett at både opptak, BCF og halvliv også øker for PFAAer med sulfonatsyre-gruppe sammenlignet med andre syre-funksjonelle grupper (Martin et al., 2003a).

En viktig opptaksvei er over tarmepitelet til blodomløpet via kapillærene, hvor PFAA transporteres bundet til proteiner og blir værende i blodomløpet som vist i Figur 1.3.1. PFAA har mange likhetstrekk til fettsyrer i sin oppbygning, og er assosiert med proteinofile interaksjoner under opptak og distribusjon i organismen, som betyr at det bindes til proteiner. I blodet interagerer PFAA, med hydrogenbindinger, til proteiner assosiert med fettsyretransport som serumalbumin, lipoproteiner som kylomikroner og organiske anion transportere (Ng & Hungerbühler, 2013; Zhao et al., 2023; Zhu et al., 2022). PFAA med alkylkjede fra 8C- 12C assosieres i større grad med binding til serum albumin, og albumin i lever, enn kortere PFAAer. Både blod og lever fungerer som PFAA reservoar, og lever er blant organene som assosieres mest med akkumulering av PFAA (Ng & Hungerbühler, 2013; Ng & Hungerbühler, 2014; Shi et al., 2012; Zhang et al., 2024; Zhao et al., 2023). Sammen med distribusjon i lever og blod, foregår det også opptak av PFAA i både i nyrer, hjerne, galle, muskel og gonader (Consoer et al., 2016; Martin et al., 2003a; Xiong & Li, 2024). Reabsorpsjon av PFAA-forbindelser til blodet foregår både i nyrene og i tarmen via galle-ekskresjon (Consoer et al., 2016).

Leverassosiasjonen av PFAA er også overførbart til torsk (Olsen & Finstad, 2024; Vanndirektivet, 2018), til tross for at arten mangler albumin i blodplasma. Det har blitt påvist proteiner med lignende funksjon som albumin i atlantehavstorsk (Enerstvedt et al., 2017; Jones et al., 2003). I økotoksiske undersøkelser av PFAA, blir ofte lever benyttet som studie-vev for torsk (OSPAR, 2023). Dette er på bakgrunn av den iboende proteinsammensetningen og avgiftningsegenskapene leveren har, samtidig som at torsk har en stor lever ift. annen fisk, på grunn av høy fettprosent for energireserver (Kryvi, 2021; Olsen & Finstad, 2024). Generell Absorpsjon, distribusjon, metabolisme og ekskresjon (ADME) som beskrevet over er illustrert i Figur 1.3.2..

kontrollerte studier, hvor det ikke har blitt observert noen slik relasjon for torsks K-faktor og høyere PFOS konsentrasjoner (Dale et al., 2020; Valdersnes et al., 2017). EQS er basert på en sammenstilling av informasjon om kronisk og akutt toksisitet fra PFOS eksponering av fisk, og EQS for miljøeksponering er vurdert på samme måte for sediment og kystvann (Vanndirektivet, 2018).

1.4. Mål og hypoteser

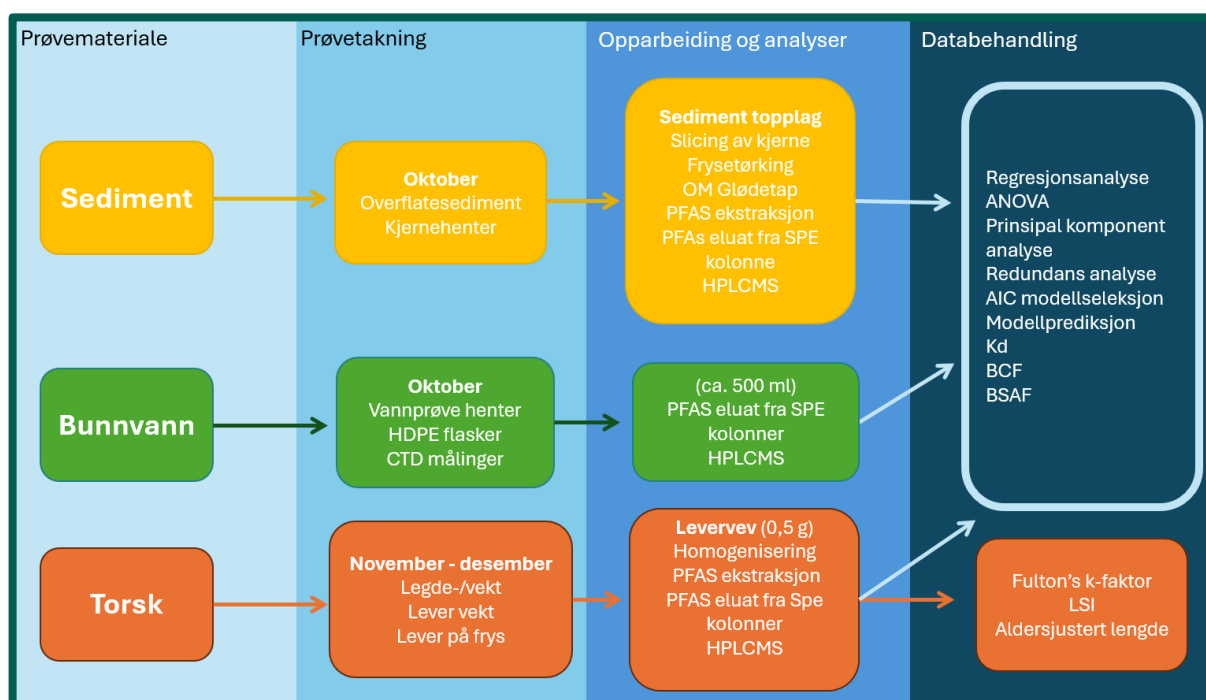
Denne oppgaven undersøker om PFAS-konsentrasjonen i Oslofjorden kan være en medvirkende årsak til torskens reduserte populasjon med få eldre individer, lav K-faktor, sår og parasitter.

Kunnskapshullene dreier seg ikke om det er PFAS i Oslofjorden, da dette har blitt vist gjentatte ganger, men dreier seg heller om hvorvidt PFAS-forbindelser kan utøve noen negativ effekt på torskepopulasjonen i Oslofjorden (LSI, K-faktor), og om det evt. er romlig variasjon. Gradienten og sonene som benyttes tar utgangspunkt i de som tidligere har blitt brukt i de kontinuerlige fagrapportene gjennomført av MINA fakultetet ved NMBU (Haugen et al., 2023; Haugen et al., 2024), samt i andre masteroppgavene om mikrobiologisk tilstand (Andersen, 2024) og K-faktor (Craig, 2021). Disse har blitt beskrevet overordnet tidligere i teksten: Bærumsbassenget, Ostøya og Ildjernet, samt Håøya/Drøbak. Av disse sonene er Bærumsbassenget en av de prioriterte områdene i indre Oslofjord med hensyn på overvåkning og spredning av miljøgifter (Givskud, 2023; Klima- og miljødepartementet, 2021). Hovedfokuset i oppgaven er rettet mot PFAS i levervev i torsk, med hensyn til eksponering fra bunnvann og i overflatelaget av sedimentene. Overordnet vil jeg forholde meg til «PFAS-nivå» i form av å undersøke hva som finnes i prøvene. Videre vil det fokuseres i dybden på PFOS, da forbindelsen er prioritert med satte grenseverdier for fisk. Hypoteser som skal undersøkes er som følger:

1. Det er en forventet positiv assosiasjon mellom PFAS konsentrasjoner i torsk og miljøkonsentrasjoner av PFAS.
2. Det er en synkende PFAS konsentrasjon fra Bærumsbassenget til Ildjernet, og det er lavest konsentrasjon av PFAS ved Drøbak.
3. Det er en positiv assosiasjon mellom organisk materiale og PFAS konsentrasjoner i sedimentene.
4. Det forventes en positiv effekt på akkumulering av PFAS med hensyn til torskens alder.
5. På bakgrunn av tidligere eksponeringsforsøk, forventes det at det ikke vil være en signifikant relasjon mellom K-faktor og PFAS konsentrasjonen i torsk. Det forventes en negativ assosiasjon mellom LSI og PFAS.

2. Materialer og metoder

Når det er negative trender i en populasjon, blir enkeltindivider enda viktigere å ta hensyn til i økologiske studier. Det var i utgangspunktet ønsket å gjennomføre muskelbiopsi på levende, bedøvet torsk, for å unngå å avlive fisk for prøvetaking på en truet populasjon. Prosessen med godkjenning av forsøk med fisk tok lenger tid enn planlagt, som medførte at det ble satt en grense på uttak av 30 torsk totalt for alle sonene studert i indre Oslofjord etter tillatelse fra Fiskeridirektoratet (referanse: 24/14167 av 12.11.24). Lever ble studievevet for torskens opptak av PFAS. Hovedfokuset var å sammenligne PFAS i torskeprøver, sedimentprøver og vannprøver internt for hver sone, samt å sammenligne observasjonene eksternt mellom sonene indre Bærumsbassenget, ytre Ostøya og Ildjernet som en gradient med fra dårlig til god tilstand, respektivt (Andersen, 2024). Disse ble også sett på som en indre sone, og sammenlignet med målinger ved Håøya (nord + sør) for å ha en eksternt indre-ytre indre Oslofjord gradient. Alt egenarbeid og egeninnsats som ble utført er ført opp i Vedlegg 1, og gangen i arbeidet er overordnet beskrevet i Figur 2.1.1.



FIGUR 2.1.1. Fremdriftsplan for prøveinnhenting, preparering, labanalyser, beregninger, databehandling og statistiske analyser av prøvematerialet året 2024-2025.

2.1. Studieområde og prøvelokaliteter

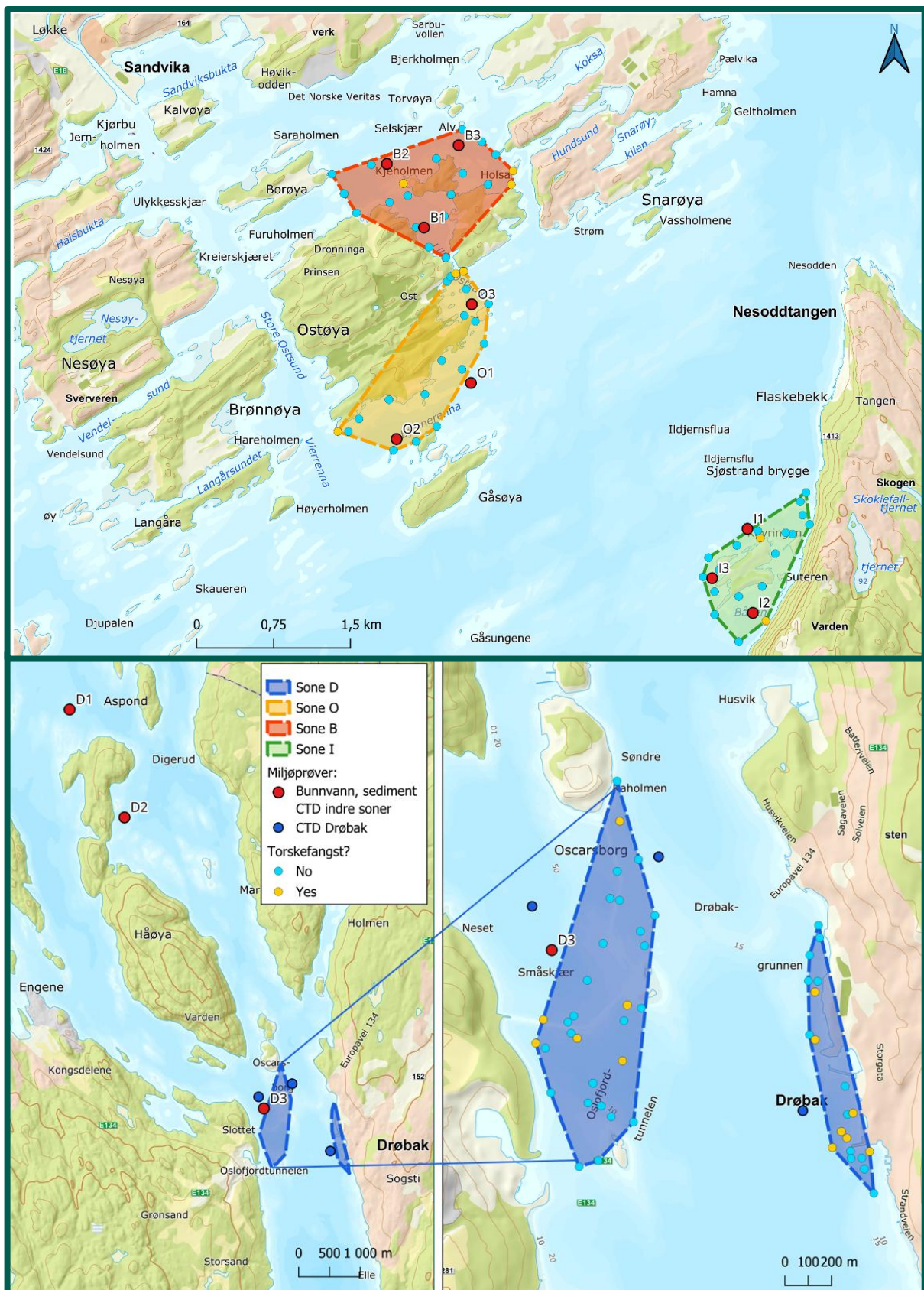
Det ble undersøkt trendanalyser for to interne gradienter; 1) fra Bærumsbassenget, via Ostøya øst til Ildjernet ved Nesodden (Figur 2.1.2.), og 2) en gradient mellom disse tre sonene og Håøya/Drøbak

(Figur 2.1.2.). Prøveinnhentingsperioden ble gjennomført høst/vinter 2024. Sedimentkjerner og vannprøver ble samlet inn i oktober, med tre punkter per sone. Torsk ble fanget i ruser og dissekert i november/desember (Figur 2.2.1.).

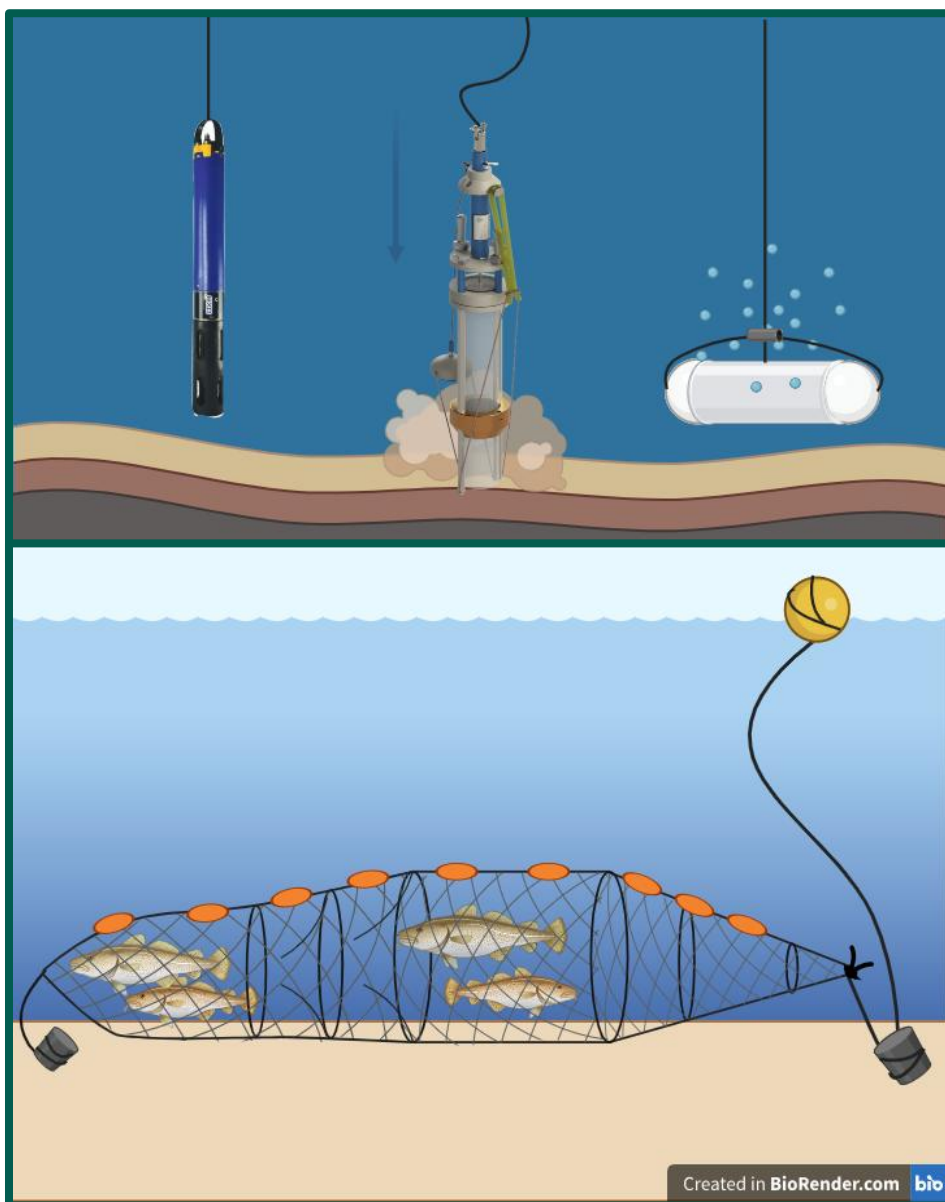
Bærumsbassenget bærer preg av å være et lukket basseng, hvor det forekommer anoksisk og hydrogensulfidrik tilstand i bunnvannet målt siden 1960-tallet, til tross for dypvannsfornyelser med jevne mellomrom. Denne sonen har grunne områder, sjeldent dypere enn 20 meter, med ferskvannstilførsel og partikkeltransport fra Sandvikselva (Figur 2.1.2) (Staalstrøm, 2020; Valestrand et al., 2024). Sonen ved Ostøya har i motsetning til Bærumsbassenget tilknytning til Vestfjorden. Ildjernet sonen er definert som samme vannmasse som Vestfjorden, på grunn av dypvannsforbindelse, og er derfor mettet med oksygen i større grad. Samtidig gir undersjøiske rygger fra Ildjernet sørover mot Steilene delvis avgrensende karakteristikk av vannområdet (Staalstrøm, 2020). Drøbakterskelen sammen med Jetéen skaper en terskel som er på ca. 20 m på det dypeste, hvor sundet videre innover mot Vestfjorden splittes i to kanaler langs Håøyas vest- (Gråøyrenna) og østside (Håøyabassenget) (Figur 2.1.2). I dette området er det dybder ned til ca. 100 m, men med grunner på ca. 20 m dybde nærmere Håøyas kystkant. Her er vanngjennomstrømningen større, sammenlignet med områdene lenger inne i fjorden (Staalstrøm, 2020; Valestrand et al., 2024).

2.2. Innsamling, opparbeiding og analyser av prøver

Prøver av sedimenter, bunnvann og miljømåling av konduktivitet, temperatur og dybde m.m. (CTD) ble utført på lokalitetene som illustrert i Figur 2.1.2., i tillegg til fangst av torsk med ruser og hummerteiner (Figur 2.2.1.). Siden PFAS finnes nærmest overalt, og prøver lett kan bli forurensset, er det nødvendig å ta forhåndsregler når det gjelder emballasje som brukes og generell håndtering av prøvemateriale, for å forhindre krysskontaminering. Før prøveinnhenting i felt, ble overflaten av utstyr som skulle være i direkte kontakt med prøvematerialet rengjort med metanol (MeOH). Dette ble gjennomført i hht. tidligere beskrivelser (Kidd et al., 2022; Olsen et al., 2024; Standard Norge, 2019). Type plastmateriale ble valgt basert på informasjon om plast typer «uten» PFAS. High-density polyethylene (HDPE) flaske til vann, polyvinylklorid (PVC) rørene til sedimentkjerneprovne og PP-prøverørene til leverprovne ble vasket med metanol i forkant av innsamling. PVC rørene, korker og propper ble i tillegg vasket grundig med såpe og etanol først, for å fjerne mulig rester fra tidligere prøver. De 500 ml PP prøveflaskene for sjøvann var nye, og ble derfor kun vasket med metanol innvendig før bruk. Aluminiumsfolie ble benyttet med den blanke siden ut under disseksjon. Det ble alltid benyttet Nitril hansker.



Figur 2.1.2. Kartoversikt med sone markering (Bærumsbassenget = Sone B, Ostøya = Sone O, Ildjernet = Sone I, Drøbak = Sone D), og plassering av sediment, vannprøvepunkter og CTD målinger. Separate CTD målinger ble gjort i Drøbak, og ble kun ble gjort i området for utsetting av torskeruser/hummerteiner. Koordinatene for torskeruser (indre gradient) og hummerteiner (Drøbak) har punkter farget etter torskefangst eller ikke. Laget i QGIS (Desktop versjon 3.34.11).



FIGUR 2.2.1. Egenprodusert illustrasjon av prøvetakingsoppsettet, fra toppen; (fra venstre mot høyre) CTD vannkvalitets målinger med EXO3 (*EXO3 Multiparameter Sonde*), sedimentkjerne henter (UWiTEC), og vann henter (*Vannhenter*). Fangstmetode av torsk i torskeruser er illustrert under, det ble tatt noen friheter i illustrasjonen av ruseutformingen, men figuren skal kun illustrere konseptet. Laget i <https://BioRender.com>.

2.2.1. Vannprøver

CTD målingene vertikalt i vannsøylen målte salinitet (PSU), temperatur (°C), oksygenmettning (%), redoks (Eh, mV) og turbiditet (partikkelbelastning i vann, FNU). Målingene ble gjort med EXO3, multisonde (*EXO3 Multiparameter Sonde*) (Figur 2.2.1.). CTD målingene for Håøya/Drøbak sonene ble gjennomført i desember samtidig med fangst av torsk, mens for de andre sonene ble dette

gjennomført samtidig med sediment og bunnvannsopptak. Dette ble gjort, I tillegg til CTD målinger ble det målt salinitet, oksygen og redoksforhold med av sjøvannet i sedimentkjernene vha. EC-måler, optisk sensor og redoks (ORP) sensor respektivt.

Vannprøver ble valgt innsamlet ved bunnen (bunnvannsprøver) for å ta prøvene nærmere der hvor torsken oppholder seg (Figur 2.2.1.). Vannprøvene ble oppbevart på kjølerom på 500 ml HDPE vannflasker før analyse. Prøveflaskene ble veid med og uten prøvevannet for å finne ut hva mengden prøvevann var for hver prøve. Opparbeiding av vannprøver til PFAS analyser ble gjennomført basert på EPA metode 1633 (EPA, 2024). Det ble samlet inn tre ekstra prøver av sjøvann som ble brukt til kontrollprøver og blindprøver. Alle prøvene ble tilsatt internstandard (PFAS-mix 2 ng/ml) med en kjent mengde PFAS blanding, for å kunne undersøke feilmargin/treffsikkerhet hos måleinstrumentet og variasjonen. Det ble ikke gjennomført filtrering av vannprøvene, både for partikkel/vannfasebundet fraksjonsstudie og for generell rensing, for å unngå tap av PFAS før analysen, men dette har blitt gjort i andre studier i sjøvann (Ahrens et al., 2009).

Før analyse av PFAS i vannprøvene ble hver vannprøve justert til pH $6,5 \pm 0,5$, ved tilsetning av noen dråpe 50 % maursyre. Deretter ble SPE-manifolden vasket med vann, sprit og metanol, før WAX-kolonnene (6cc, 500 mg, Weak Anion Exchange) ble vasket med 1 % ammoniumhydroksid i metanol, metanol og type 1 vann (milli-Q vann). WAX-kolonnen ble benyttet for å separere ut PFAA fra vann, sediment og leverekstrakt, ved at kolonnen binder til de anioniske og hydrofobe delene av PFAA molekylerne, disse kan deretter separeres fra kolonnen ved å endre pH. SPE-manifolden ble benyttet sammen med WAX-kolonnene for å bruke vakuum for å trekke prøveekstraktene gjennom kolonnen. Vannprøvene ble ført sakte igjennom WAX-kolonnen med metanolvaskede silikonslanger fra vannprøveflaskene til kolonnene. Deretter ble WAX-kolonnene vasket med type 1 vann, 1:1 0.1 M maursyre/metanol for deretter å bli tørket under vakuum. PFAS eluatet ble deretter ekstrahert på sentrifugerør ved å vaske WAX-kolonnene med 1 % NH_4OH i metanol. Videre ble eluatet konsentrert ned med Turbovap ved 40 °C med en N_2 -strøm, løst i 0,5 % eddiksyre i MeOH, rensert med EnviCarb® på Spin-X filtre på sentrifuge med 10 000 rpm i 1 min. Deretter ble prøvene overført på høypresisjonsvæskeskromatografi-glass (HPLC-glass) klare for analyse med høypresisjonsvæskeskromatografi-massespektrometri (HPLC-MS). PFAS i vannprøvene ble analysert på VET-NMBU.

2.2.2. Sedimentprøver

For prøvetaking av sediment ble det benyttet kjerneprøvehenter USC 06000 fra UWITEC med en ytre diameter på 63 mm med kjernerør i PVC (UWITEC), illustrert i Figur 2.2.1.. Hele kjerner med sedimentprøver ble lagret mørkt på kjølerom i et tett miljø på kjernerør med propp og lokk, før de ble

åpnet innen en uke for videre undersøkelser. Redoks potensialet (Eh, mV) og oksygenmetning (mg/L) ble undersøkt i kjernevannet med måleprober ved åpning av kjerneprøvene. Lukt (skala 1-3, økende H₂S) og farge (1-3, lys grå til svart) i kjerneprøvene ble registrert, med inspirasjon fra vurdering fra artikkelen «Sea bottom anoxia in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea—Implications for phosphorus remineralization at the sediment surface» (Alve et al., 2009; Virtasalo et al., 2005).

Sedimentkjernene ble deretter delt opp i lag for hver cm fra overflaten og nedover vha. stå-stativ med cm-skiver (Scharf et al., 2015). For de videre analysene, er cm dybde av overflatesedimentsjiktet som ble benyttet for de gitte sonene, angitt i Vedlegg 7. Overflate sedimentene ble deretter overført til metanolvaskede polypropylen (PP) – plastrør med en metanolvasket rustfri stål-skje for hver cm. Disse ble deretter frysetørket, dekket med perforert PARAFILM®. Sedimentprøven fra prøvepunkt D3 ble som eneste prøve siktet (med metanolvasket metallsikt 0,1 mm), på grunn av stor kornstørrelse uegnet for PFAS analyse. Overflatesedimentene for hvert prøvepunkt (cm dybde, se Vedlegg 7), ble veid inn til ≈5 g tørrvekt for videre preparering for PFAS analyse. 2-3 g fra de samme overflatesedimentprøvene, fra hvert prøvepunkt (Figur 2.1.2.), gikk deretter gjennom glødetapanalysen Loss of igniton (LOI) for å få informasjon om innhold av organisk materiale (OM). Etter bestemmelse av tørrvekt sediment (M1) ble sedimentet varmet sakte opp i ildfaste porselenskåler til 550 °C over natten, for deretter å bli avkjølt på eksikator for å forhindre vektøkning fra luftfuktighet og måling av vekt (M2) etter forbrenningen. Beregningene av LOI ble gjennomført som vist i Formel 1, hvor det antas at den tapte massen ved forbrenning tilsvarer andelen organisk materiale, da prøvene allerede er frysetørket og er uten vann.

$$OM = \% LOI = \frac{(M1 - M2) * 100}{M1} \quad (1)$$

Opparbeiding av overflatesediment til PFAS analyser ble overordnet gjennomført i henhold til EPA metode 1633 seksjon 11.3 og 12.0 for sediment (EPA, 2024). Det ble inkludert tre kontroll-, tre blind- og tre blankprøver. Sedimentene som ble brukt i kontroll- og blindprøvene skulle representere de ulike sedimenttypene som ble undersøkt, og det ble valgt å bruke sediment fra dypere cm sjikt fra sedimentprøver fra Drøbak, Ildjernet og Bærumsbassenget. PFAS ble ekstrahert fra sedimentene ved innblanding av 0,3 % ammoniumhydroksid i metanol ved risting før separasjon ved sentrifugering ved 3,000 rpm i 10 min, dette ble gjentatt tre ganger med prøvene. Deretter ble metanolvæsken som ble liggende på toppen i sentrifugerør pipettert ut og videre tilsatt 10 mg EnviCarb® med risting og videre separasjon vha. sentrifugering for å fjerne interferens fra bl.a. større organiske molekyler og fargestoffer. Ekstraktet ble deretter konsentrert med Turbovap ved 55 °C med en N₂-gass, for et nøytralt miljø, ned til ca. 7 ml. Konsentratet ble fortynnet igjen med 40-50 ml type 1 vann, og justert

til pH $6,5 \pm 0,5$. Ekstraktene ble ikke filtrert med membran filter for å fjerne små partikler, for å unngå sorpsjon av PFAS i filteret og feilmålinger. OASIS WAX SPE-kolonner (6cc, 500 mg) ble isteden brukt for filtrering og ekstraksjon av eluatet med PFAS (som beskrevet i 2.2.1. Vannprøver.). Til slutt ble alle ekstraktene tilsatt internstandard (PFAS-mix 2 ng/ml).

2.2.3. Torsk

Torsk ble fanget i torskeruser i de tre indre sonene illustrert i Figur 2.2.1, og med hummerteiner ved Drøbak. Se Haugen mfl. 2024 for beskrivelse av innsamlingsoppsettet. Det var mål om seks torsk fra hver av de tre sonene Bærumsbassenget, Ostøya og Ildjernet, og 12 for Drøbak. Torsken som ble fanget ble oppbevart levende i keep-nett i maksimum tre dager frem til disseksjon. Det ble kun tatt prøver av seks torsk ved Bærumsbassenget, fem ved Ostøya, seks ved Ildjernet og 11 ved Drøbak, da noen torsk rømte fra keep-nettet.

Torsken ble avlivet med slag mot hode, før det ble gjennomført fullstendig disseksjon (Rosseland et al., 2001) hvor alle organer ble tatt ut, og enten lagt på frys, snappfrys eller lagt på formalin. Det ble tatt slim-, skjell- og blodprøver parallelt. Leverprøven ble videre brukt til PFAS analyser, hvor det minimum ble benyttet 1 g. Det ble notert kjønn, om dette var mulig, samt tatt total lengde- og total vektmålinger (fra snute til halekant, og før disseksjon) for å beregne Fultons kondisjonsfaktor (Formel 2), og vekt av hele leveren for å beregne leversomatisk indeks (LSI) (Formel 3) (Mello & Rose, 2005). Det ble skaffet 10 kontrolltorsk fra Tromsø (Sone T). Her er det kun K-faktor og LSI som er inkludert i denne oppgaven grunnet tidsbegrensning. Alder ble registret vha. otolitt- og skjellanalyse, av Martine M. Storvestre (Granly, 2025), for å undersøke akkumulering, sammenhengen mellom alder og PFAS. Alder ble også benyttet i beregning av aldersjustert lengde for hver aldersgruppe (Formel 4), for å kunne se nærmere på PFAS konsentrasjon i sammenheng med lengdevekst til hvert individ ift. aldersgjennomsnittets. Det ble også, beskrevet i Vedlegg 1, tatt slim og skjellprøver ble analysert for stresshormonet kortisol og den inaktive formen kortison, i forbindelse med masteroppgaven av Martine M. Storvestre, og vil bli benyttet for sammenligning av resultater i diskusjon (Granly, 2025).

$$K = \frac{\text{total vekt (g)}}{\text{total lengde (cm)}^3} * 100 \quad (2)$$

$$LSI = \frac{V\hat{a}tvekt\ organ\ (g)}{totalvekt\ individ\ (g)} * 100 \quad (3)$$

$$Aldersjustert\ lengde = Lengde - \frac{\sum_{i=1}^n Lengde_i}{n} \quad (4)$$

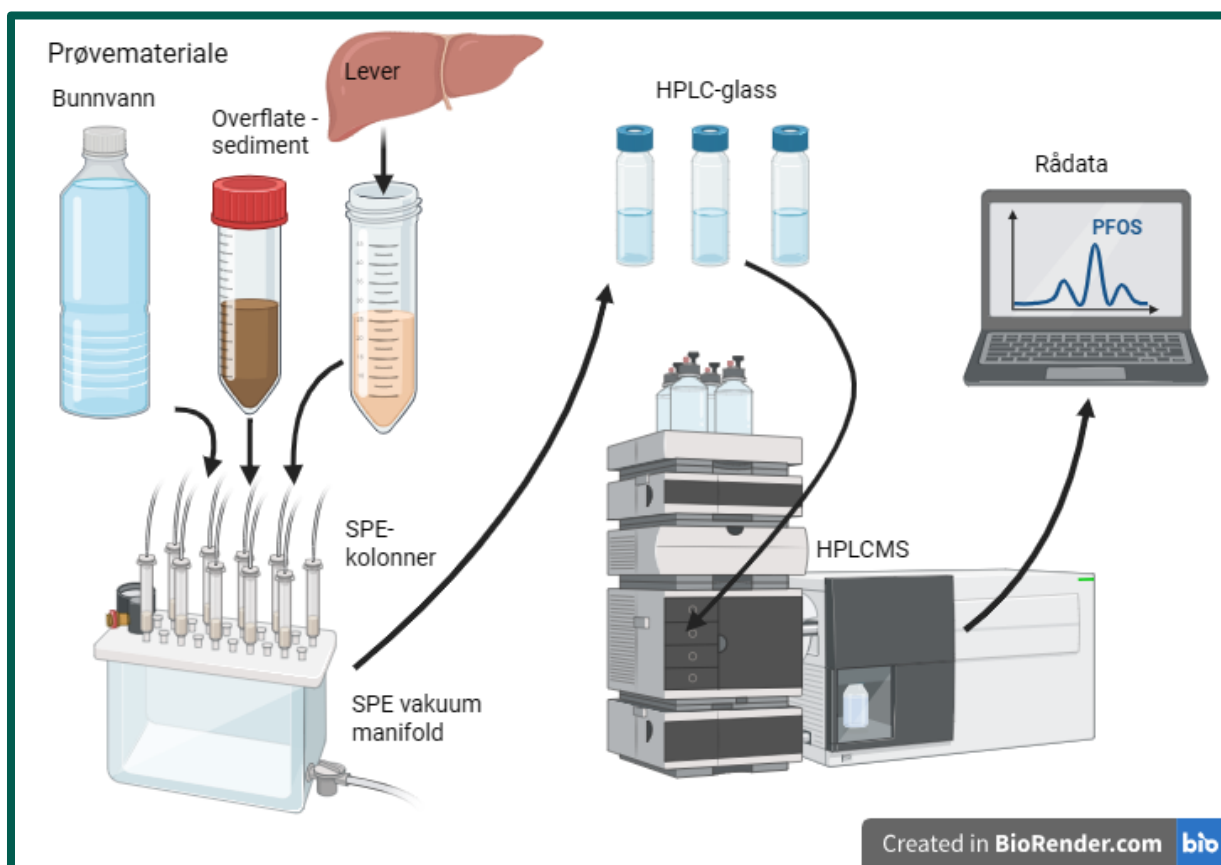
Levervevet ble opparbeidet og analysert som beskrevet i EPA 1633 metoden (EPA, 2024). Det ble benyttet okselever som kontroll- og blindprøver for torskelever. 1 gram torskelever ble tatt over på metanolvaskede pp-prøverør i felt, for deretter å bli fryst ned frem til de ble homogenisert i pp-prøverørene med en metanolvasket skje. Deretter ble 0,5 g av dette homogenatet tilsatt internstandard (PFAS-mix 2 ng/ml) før prøvene ble tilsatt 5 ml MeOH, vortexet og sonikert i 1-2 min for å blande og bryte ned cellestrukturene, for videre å bli satt på ristemaskin i 30 min. Dette ble så sentrifugert på 3,000 rpm i 10 min, hvor supernatanten ble overført til et nytt prøverør. Sentrifugeringen ble gjentatt to ganger til ved tilsetning av 2 ml MeOH hver gang. Prøverøret med supernatanten ble deretter dampet inn som beskrevet tidligere (sediment 2.3.2), og fortynnet til 12 ml med type 1 vann og vortexet for å blande inn bunnfallet. Deretter ble det gjennomført filtrering og ekstraksjon av eluat som beskrevet tidligere (2.2.1. Vannprøver) med WAX-kolonner.

2.4. PFAS analyser

HPLC-MS (Høypresisjonsvæskeskromatografi-massespektrometri) ble gjennomført for å analysere PFAS eluater fra vann, sediment og torskelever som beskrevet i veilederen «Mass Spectrometry in Food and Environmental Chemistry», i kapittel 31 i boken «Fundamentals of analytical chemistry» og EPA metode 1633 (Campo & Picó, 2023; EPA, 2024; Skoog et al., 2022). Denne metoden analyserer kun generelt for negativt ladde PFAS på grunn av anion-bytte egenskapene i WAX-kolonnen når den blir tilsatt base. Negativt ladde PFAS-forbindelser inkluderer bl.a. PFOS og PFOA (PFAA).

Blindkontroll ble inkludert for internkontroll for kontrollprøven for å kunne trekke fra evt. avvik i kontrollens målinger, og blank prøver for kontroll av prosessen og analysens treffsikkerhet og presisjon. En overordnet illustrasjon av prosedyren med opparbeiding og analyse er vist i Figur 2.2.4.2. Alle PFAS-forbindelser som ble analysert er ført opp i Vedlegg 2. Bearbeiding av rådata til

detekterte konsentrasjoner (Vedlegg 12-14) fra HPLC-MS ble gjennomført av ansatte ved VET (Vedlegg 1).



Figur 2.2.4.2. Skisse over generell prosedyre av PFAS ekstraksjon fra venstre med pilene, fra prøvemateriale til rådata fra Høypresisjonsvæske-kromatografi-massespektrometri (HPLC-MS). Laget i <https://BioRender.com>.

2.3. Databehandling og Statistiske analyser

Organisering av data, samt beregning av K-faktor, LSI og LOI ble utført med Microsoft Excel (versjon 2502) for Windows. PFAS-forbindelser som ikke ble detektert for noen prøver eller for flere soner enn én med lave konsentrasjoner i rådata, ble sett bort fra under videre undersøkelser og analyser på grunn av manglende sammenligningsgrunnlag på tvers av soner (Vedlegg 36). Forbindelser hvor det var målbare konsentrasjoner i de fleste prøvene, fikk deteksjonsgrensen satt inn som substitutt for de målingene som var under deteksjonsgrensen (n.d.). Dette ble gjennomført for PFOA målinger for

torskelever (deteksjonsgrense: 0.013), og PFPeA målinger for sediment (deteksjonsgrense: 0.004) (Vedlegg 12-14).

K_d , biokonsentrasjonsfaktor (BCF) (VanLoon & Duffy, 2017) og biota-sediment-akkumuleringsfaktoren (BSAF) for total konsentrasjon av PFAS (Langberg et al., 2020) ble beregnet for hver sone og for Oslofjorden som helhet, basert på summen av målte PFAS-forbindelser i torskelever, sediment og bunnvann (beskrevet i Formel 5, 6 og 7). Alle prøvepunkter ble inkludert i beregning av K_d , men D1 og D2 ble ekskludert fra BCF og BSAF. Det ble ikke tatt hensyn til LOI i sedimentene med beregning av BSAF, eller lipidfraksjonen i torskelever da denne variabelen ikke hadde blitt analysert.

$$K_d = \frac{C_{Sediment} (ng/g)}{C_{Bunnvann} (ng/Kg)} \quad (5)$$

$$BCF = \frac{C_{Torskelever} (ng/g)}{C_{Bunnvann} (ng/Kg)} \quad (6)$$

$$BSAF = \frac{C_{Torskelever} (ng/g)}{C_{Sediment} (ng/g)} \quad (7)$$

RStudio (versjon 2024.04.2) ble videre benyttet til kvantitativ statistiskanalyse og modellering ved hjelp av programvaren R (versjon 4.4.3), og flere R-pakker. Writexl pakken ble benyttet for å kunne laste inn datasett med gjennomsnittlige PFAS konsentrasjoner fra RStudio til QGIS (Desktop versjon 3.34.11). Tidyversepakken ble brukt for både omstrukturering og statistiske analyser med dplyr, sammen med base R, hvor det statistiske signifikantnivået i alle tilfeller ble satt til 0,05. Visualisering av data ble gjort ved å benytte ggplot2, hvor pakkene ggnewscale og ggrepel ble brukt for justering av ggplott. Vegan ble benyttet for ordinasjonsanalyser, og AICcmodavg for modellseleksjon. Ingen Rscript er med i oppgaven, men kan gis tilgang til om dette ønskes. Det er et utvalg av output fra visse koder i R-scriptene som ble sett på som relevant for resultater og diskusjon, presentert i 7. Vedlegg.

Deskriptiv statistikk ble gjennomført ved å undersøke fordeling av PFAS-målinger og miljø- og fysiologiske variabler, hver for seg med hensyn på sonefordelingen. Videre ble det benyttet regresjonsanalyse for å undersøke PFAS fordelingen mellom ulike sediment, vann og torsk (prøvetyper), og mellom PFAS-målinger i torskelever og sediment (analyser mellom PFAS i

torskelever og PFAS i miljøet ble kun gjort med hensyn til miljøprøvepunkt D3, med mindre annet er beskrevet), opp mot andre relevante variabler.

Lineære ordinasjonsanalyser ble gjennomført for å undersøke for gradienter mellom soner og variasjon i det multivariate datasettet, med dimensjonsreduerte hovedkomponenter (principalkomponenter, PC). Detrendert korrespondanseanalyse (DCA) ble kjørt på uskalerte PFAS-målinger i sediment og torskelever, vha. funksjonen Decorana, for å vurdere om en prinsipal komponent analyse (PCA) eller kanonisk korrespondanseanalyse (CCA) skulle gjennomføres. På bakgrunn av at gradientlengden, som beskriver betadiversiteten og heterogenitet i datasettet, (første akselengde for DCA1 var under 3 SD (Vedlegg 20), ble datasettet vurdert til å være best tilpasset en lineær metode med PCA (Hill & Gauch, 1980). Her fordeles prøvene (samples) som punkter og variablene (species) som vektorer ut fra vektingen deres langs hovedkomponenter, analysert fra datasettets variasjon i dimensjoner horisontalt (PC1), vertikalt (PC2) osv. Den reduserte kompleksiteten, ved å redusere dimensjonene på denne måten, kan gjøre det lettere til å se fordelingen, variansen og variablenes innflytelse (Lepš & šmilauer, 2003). Data som ble benyttet i PCA, ble skalert med standardisering ($Z - \text{score} = \frac{x - \bar{x}}{sdx}$), for å redusere størrelsesforskjeller mellom variabler. Det ble gjennomført felles PCA for skalerte PFAS-konsentrasjoner som ble funnet i både torskelever og sediment, med hensyn på sone i samples og vektingen av hver enkelt PFAS-forbindelse som species, for å se på hvordan sammensetningen i sediment påvirker sammensetningen i torskeleveren.

Multivariate undersøkelser av forholdet mellom PFAS i torskelever (responsvariabler) og mulige forklaringsvariabler ble gjort vha. kanonisk (beskranket) redundansanalyse (RDA). Dette er også en lineær ordinasjonsmetode, med hensyn tidligere nevnt DCA (Lepš & šmilauer, 2003). Først, for å kunne bruke PC-scoringene for PFAS-målingene i sediment som forklaringsvariabel, ble det gjort en separat PCA av kun PFAS i sediment, før sammenslåing med PFAS-konsentrasjonene i torskelever og de andre miljø- og torskevariablene. Modellseleksjon av kanonisk RDA ble vurdert ut ifra Akaikes informasjonskriterium (AIC). Her vurderes modellens evne til å forklare variasjon ut ifra å vurdere uforklart variasjon opp mot modellens enkelhet (antall parametere, og deres additive- eller interaksjonseffekt), ved et såkalt gjerrighetsprinsipp (principle of parsimony) (Akaike, 1974; Portet, 2020). Den «beste modellen» har lavest AIC, og $\Delta AIC = 0$, som forklarer samspillet mellom modell tilpasning og kompleksitet, hvor den enkleste modellen som forklarer mest er den ønskelige. $\Delta AIC \leq 2$ ble satt som grense for andre modeller med relativt god støtte (Hurvich & Tsai, 1989). Toppmodellen ble det fremstilt i et RDA biplot, hvor vektingen av de felles PFAS-forbindelsene for sediment og torskelever ble fremstilt sammen med modellens variabler, med hensyn på sone.

PFOS ble undersøkt mot andre forklaringsvariabler med hensyn på soneforskjeller, og DCA indikerte at den beste tilpasningen var lineær ordinasjon. PCA av PFOS målingene i torskelever ble gjort, med hensyn på sone i samples og vektingen av PFOS konsentrasjonene i sediment og bunnvann, sammen

med de andre variablene fra miljø og torsk som species (både uten- og med inkludering av miljøprøvepunkt D1 og D2). Dette ga en oversikt over de ulike variablene sitt bidrag i variasjonene i PFOS i torskelever, før modellseleksjonen: Den lineære modellseleksjon ble gjort vha. AIC som beskrevet over, men hvor AIC korrigert (AICc) ble benyttet som en konsekvens av lav n (Lepš & šmilauer, 2003). PFOS i torskelever var respons variabel, mens andre variabler sammen med PFOS målinger i sediment og vann ble undersøkt som forklaringsvariabler. På bakgrunn av modellen med mest støtte, ble det laget et prediksjonsplott for PFOS i torskelever (både uten- og med inkludering av miljøprøvepunkt D1 og D2).

2.4. Bruk av kunstig intelligens (KI)

KI ble benyttet, hovedsakelig i form av Sikt KI-assistent og Microsoft Copilot, som hjelpemiddel til koding i RStudio, tolking av output fra statistiske analyser, veiledning til å lage kartfigurer i QGIS, repetisjon av statistiske- og faglige prinsipper, og oppsummering av tekstutdrag fra i fagfellevurdert faglitteratur. KI ble verken brukt til språkvask, stavekontroll eller å generere tekst brukt i denne oppgaven.

3. Resultater

3.1. Abiotiske variabler

Salinitetsmålingene fra CTD i vannsøylen (Vedlegg 5) økte generelt fra 20 PSU i overflaten til over 30 PSU med økende dybde for alle sonene, hvor den høyeste saliniteten var over 34 PSU målt i bunnvann ved Drøbak. Turbiditet var <1 over alle sonene, foruten prøvepunkt B3 hvor FNU var over 6 i det øvre sjiktet av vannsøyla (Vedlegg 6). Temperaturmålingene økte generelt mot 12 °C, før de fikk en synkende temperaturtrend med økende dybde mot 10 °C til <10 °C (Vedlegg 3).

Oksygenkonsentrasjonen målt i vannet i sedimentkjernene (kjernevannet) ble målt til å være over 8 mg/L for alle sonene, foruten Bærumsbassenget som målte lavere konsentrasjon fra 5,37 - 2,7 mg/L (Vedlegg 7). Dette ble til en viss grad funnet igjen i målingen av oksygenmetning i vannsøyla (Vedlegg 4). Det var mest reduserende forhold i kjernevannet fra Bærumsbassenget, som eneste sone med negative redoks måling. Sedimentprøvene fra Bærumsbassenget hadde også høyest innhold av organisk materiale, beskrevet i Vedlegg 8. I forbindelse med redoks var også den vertikale fargen for sedimentkjernene utpreget mørkest for alle prøvene fra sonen ved Bærumsbassenget, samt O3, det ble samtidig observert innslag av mørkere felter for prøvene fra I2, I3, O1 og O2. Lukt av hydrogensulfid ble også registrert kraftigst for alle prøvene fra sonen ved Bærumsbassenget og prøvepunkt O3, og moderat for prøven fra I3.

3.2. Biologiske variabler

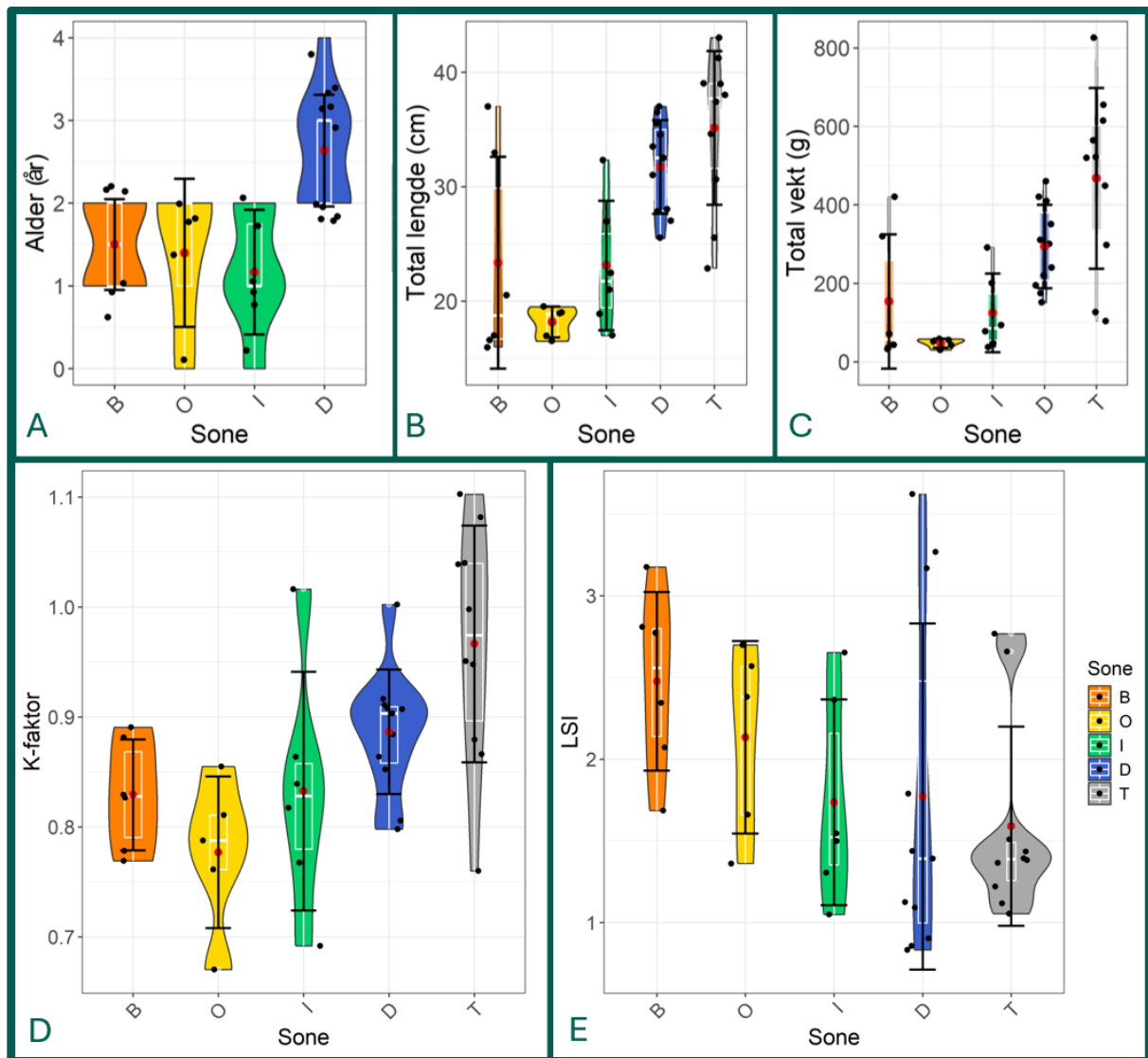
Figur 2.2.1 beskriver at det var få ruse- og teinekoordinater det ble fanget torsk ved. Det var også få individer det var mulig å visuelt bestemme kjønn for, hvor seks av de syv individene dette var mulig for ble tatt ut fra Drøbaksonen.

Rådataene for torsken er vist i Vedlegg 9. Aldersspennet på individene som ble tatt ut fra hele studieområdet i indre Oslofjorden var fra 0 – 4 år, dominert av aldersklassen på 2 år (13 individer), etterfulgt av 1 og 3 år (fem individer), 0 år (4 individer) og 4 år (ett individ). Drøbak sonen var den eneste sonen som hadde individer eldre enn 2 år. Her var det heller ingen individer i utvalget som var under 2 år (Figur 3.1.1. A). Ut ifra den lineære modellen basert på fiolinplottet var det kun Drøbak sonen som hadde signifikant utslag på alder. Det var her de høyeste alderen ble registrert, og $\approx 48\%$ av aldersvariasjonen kan forklares av sone.

Torsken fra Drøbak sonen hadde høyest gjennomsnittsvekt på 300 g, med variasjon fra ≥ 150 g til ≤ 460 g. Alle de tre sonene fra den indre gradienten hadde gjennomsnittsvekt på under 100 g hvor Bærumsbassenget – og Ildjernet sonen hadde to uteliggere ≥ 300 g og ≥ 200 g respektivt. Det var kun Tromsø sonen som hadde signifikant utslag på vekt fra den lineære modellen basert på Figur 3.1.1. C, og ≈ 51 % av vektvariasjonen kan forklares av sone. Fordelingen av total lengde fulgte samme trend, hvor torsken tatt ut fra Drøbak sonen hadde en gjennomsnittslengde på 32,5 cm med observasjoner fra $\geq 25,5$ cm til ≤ 37 cm. Bærumsbassenget- og Ostøya sonene hadde gjennomsnittslengde på under 20 cm, og Ildjernet sonen under 22,5 cm. Det ble også her observert to uteliggere for Bærumsbassenget – og Ildjernet med 33 og 37 cm, og 27 og 32,3 cm, respektivt (Vedlegg 10, Figur 3.1.1. B). Total lengde varierte også for de ulike aldersgruppene, spesielt for aldersgruppen 2 år som spente fra 16,5 cm til 37 cm, og aldersgruppen 3 år fra 25,5 cm til 37 cm (Vedlegg 11, Figur 3.1.1. B). Det var signifikant utslag av Drøbak - og Tromsø sonen på lengde, og ≈ 54 % av lengdevariasjonen kan forklares av sone.

K-faktoren, vist i Figur 3.1.1 D, indikerer at Drøbak sonen hadde den høyeste gjennomsnittsfaktoren (0,89), sammenlignet med de andre sonene i Oslofjorden (B = 0,82, O = 0,78, I = 0,83). Kontrollfisken fra Tromsø hadde det høyeste gjennomsnittet (0,97), samtidig som det var større spredning enn for Oslofjordsonene. Av disse var det Ildjernet som hadde størst spredning av K-faktor. Samtidig hadde både Ostøya-, Ildjernet- og Drøbak sonene tendenser mot normalfordeling med flest observasjoner rundt gjennomsnittet. Ut ifra den lineære modellen basert på fiolinplottet i Figur 3.1.1. D kan ≈ 40 % av K-faktor variasjonen forklares på bakgrunn av sone. Det var ingen signifikant effekt av sone på K-faktor for sonene i Oslofjorden, men kun for kontrollsonen i Tromsø.

Gjennomsnittet for LSI (Figur 3.1.1. E) hadde en synkende trend fra Bærumsbassenget til Ildjernet (B = 2,47, O = 2,13, I = 1,73). Sammenlignet hadde Drøbaksonen relativt lav LSI (1,77), og kontroll torsken fra Tromsø hadde det laveste gjennomsnittet for alle soner (1,5). Det var ingen tydelig normalfordeling for noen av sonene i Oslofjorden, hvor Bærumsbassenget og Ostøya så ut til å være noe forskjøvet mot høyere indeksforhold, og Ildjernet og Drøbak mot lavere. Drøbaksonen hadde den største spredningen av observasjoner ($\geq 0,833$ til $\leq 3,62$). Indeksen for torsken fra Tromsø var derimot delt i to grupper, med to uteliggere ($> 2,5$). LSI sin variasjon med sone (Figur 3.1.1. E), viste samme tendens som den lineære modellen for K-faktor med en lavere forklaring på ≈ 15 %.



Figur 3.1.1. Fiolinplott av alder (A), total kroppslengde (B), total kroppsvekt (C), kondisjonsfaktor (K-faktor) (D) og leversomatisk indeks (LSI) (E), for hver sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak, T= Tromsø (ikke inkludert for alder, se 2.2.3. Torsk)) for å beskrive fordelingen av observasjonene (svarte punkter), hvor fiolinen øker i tykkelse ved økende antall observasjoner. $\bar{x}$ (rød prikk) ± 1 sd (ytre svarte vertikale stolpe). Boksplott (hvite bokser) dekker 50 % av observasjonene, strek inne i boksen representerer medianen.

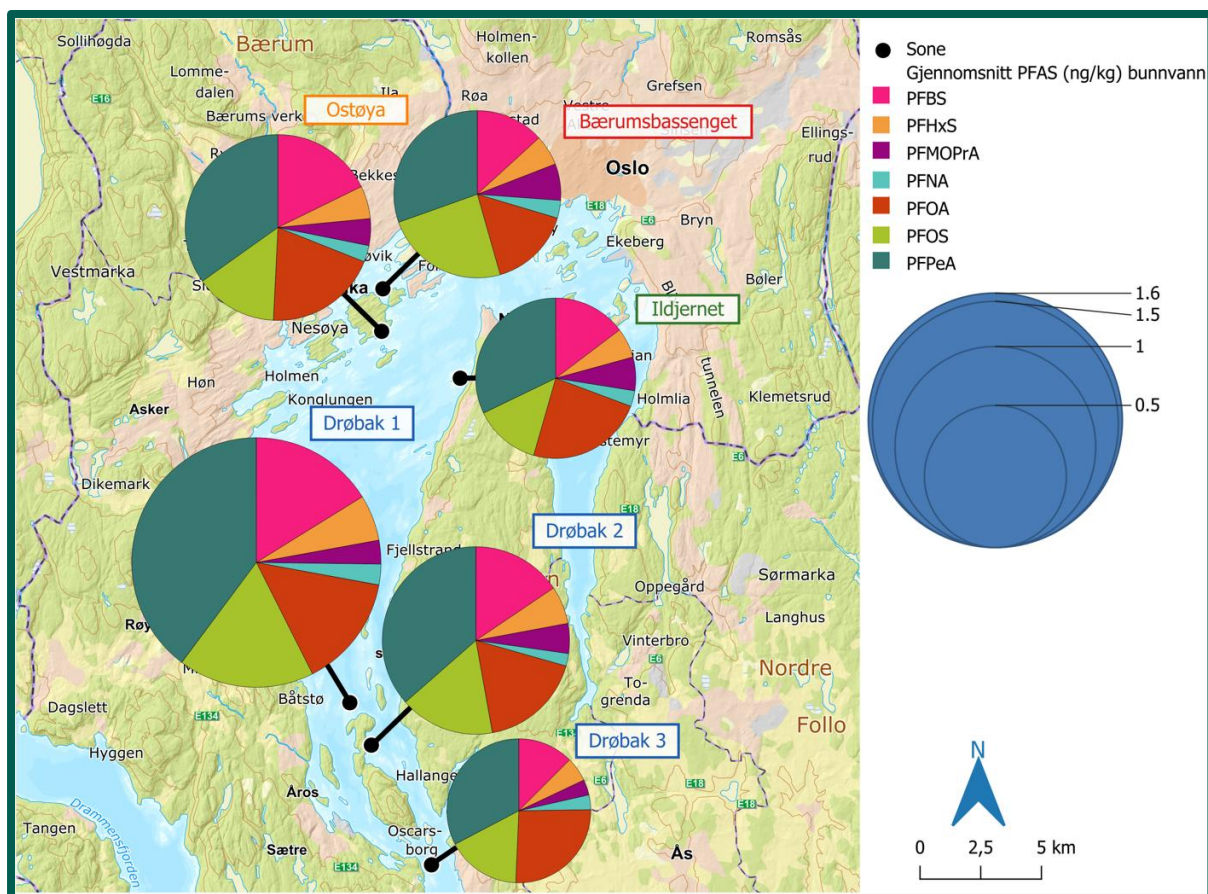
Kortisolmålingene i skjell for torsken i Oslofjorden viste høyest konsentrasjon for Drøbak sonen med gjennomsnitt på 29,28 ng/g, med høyeste enkeltobservasjon på 70 ng/g. Dette var også tilfellet for kortison, på 0,59 ng/g med høyeste enkeltobservasjon på 1,24 ng/g (for samme individ, T-D-1). Sonene for den indre gradienten hadde alle gjennomsnittlige kortisolnivåer på under 13 ng/g (B = 6,04 ng/g, O = 10,09 ng/g, I = 12,49 ng/g), og gjennomsnittlige kortisolnivåer på under 0,4 ng/g (B = 0,2 ng/g, O = 0,34 ng/g, I = 0,59 ng/g).

3.3 PFAS

3.3.1 PFAS fordeling i prøvetypene og for sonene

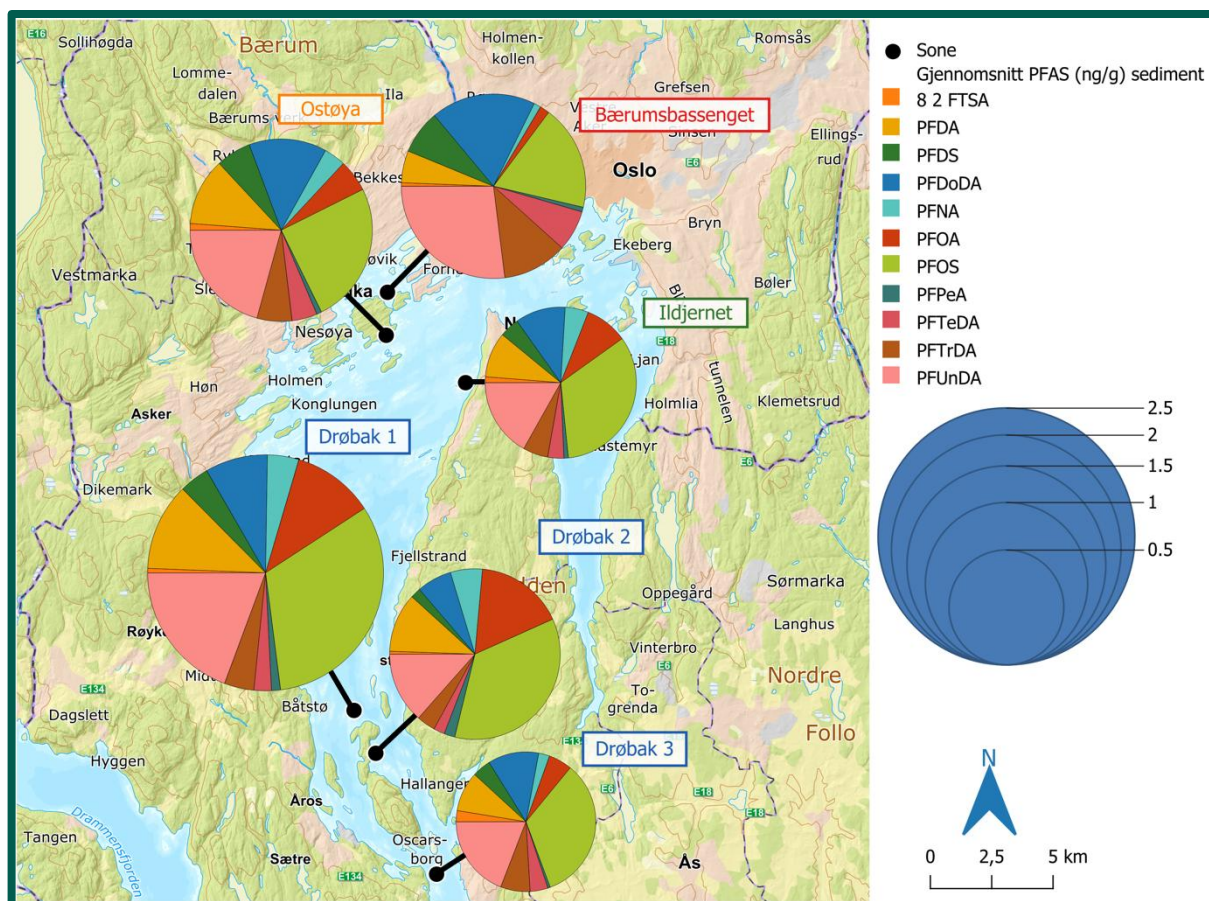
Det var ikke konsistent hvilke PFAS-forbindelser som ble målt over deteksjonsgrensen for de ulike prøvetypene. PFAS-målinger for sediment og bunnvann oppgis separat for alle tre prøvepunkter i Drøbaksonen, istedenfor gjennomsnitt, på bakgrunn av at torsk kun ble tatt ut i sonen ved Drøbak 3 (D3). D1 og D2 prøvepunktene er inkludert for å rapportere målingene i miljøet, og for å bruke som sammenligningsgrunnlag. Av heatmappet i vedlegg 16 var PFPeA, PFOA, PFOS og PFBS de tre forbindelsene som dominerte mest i bunnvann et. Prøvepunkt Drøbak 1 (D1), hadde den høyeste summen av PFAS gjennomsnittsmålinger på 1,54 ng/kg, og den laveste konsentrasjonen ved prøvepunkt D3 på 0,51 ng/kg, mens Ostøyasonen hadde høyest sum av den indre gradienten på 0,85 ng/kg (Figur 3.3.1.1.). Fra lineær modell for soneeffekter på PFAS konsentrasjon, var ingen av sonene signifikante som forklaring på variasjonen i total PFAS konsentrasjon. Alle PFAS-forbindelser med alkylkjeder på under 8C (PFPeA, PFBS, PFHxS og PFMoPrA), ble observert for alle bunnvannsprøver (vedlegg 15).

PFPeA dominerte i bunnvannet for alle soner, med høyest gjennomsnitt for Ostøya som var signifikant ut ifra linær modell med sone som forklaringsvariabel for PFPeA. Samlet sett kom dernest PFOA med høyeste måling for Ildjernet og prøvepunkt D3, men hadde ingen signifikant variasjon over sonene. Gjennomsnittet av PFOS i bunnvannet var høyest i Bærumsbassenget, men var ikke signifikant. PFBS hadde signifikant høyest gjennomsnitt ved Ostøyasonen. PFHxS, PFMoPrA og PFNA hadde gjennomsnitt og målinger ≤ 0.1 ng/kg for alle soner. Til tross for kun en måling over deteksjonsgrensen for alle prøvepunkter, (derav manglende representasjon i Figur 3.3.1.1. og vedlegg 16) hadde 6 FTSA den høyeste enkeltkonsentrasjonen på av alle PFAS-forbindelsene detektert i bunnvann (vedlegg 12).



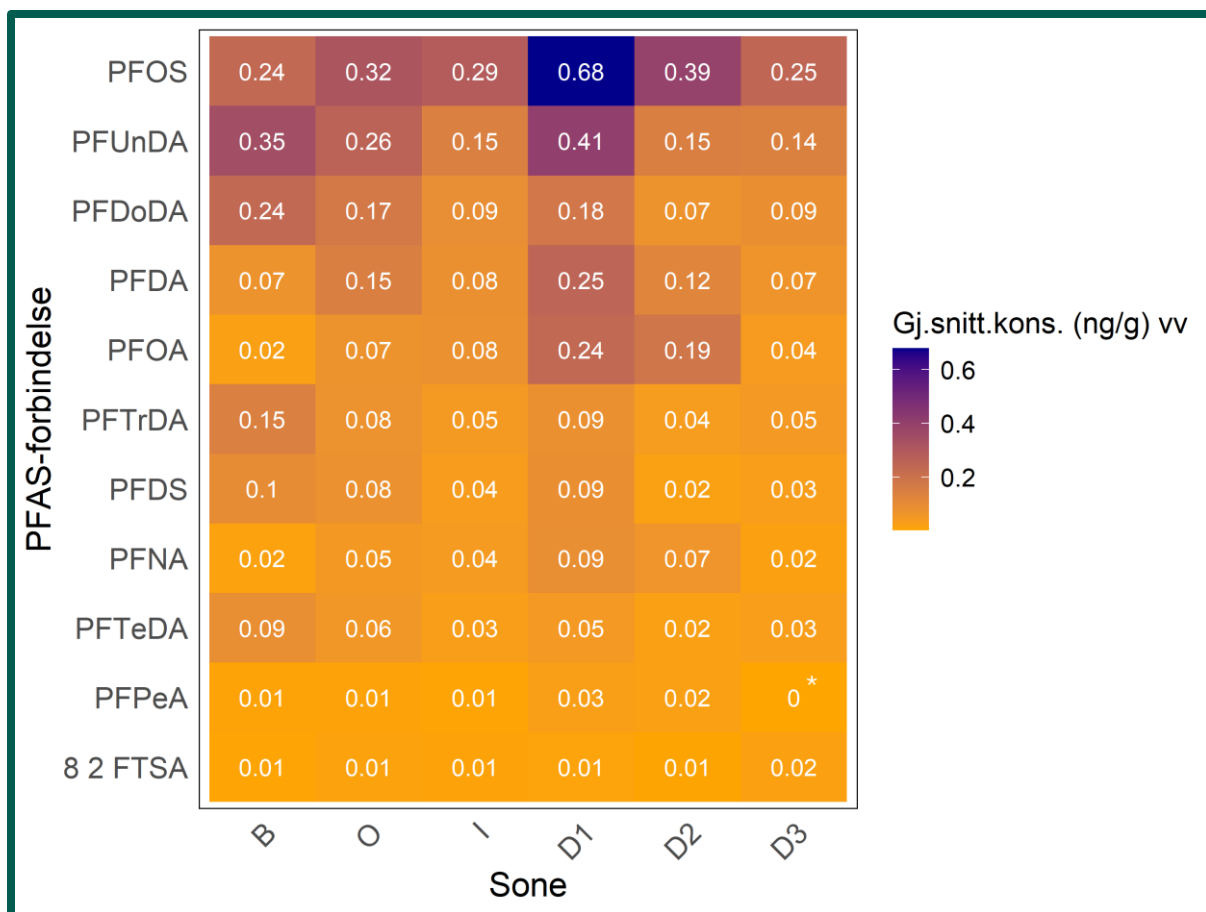
Figur 3.3.1.1. Oversiktskart for PFAS fordeling i bunnvann for hver sone, illustrert med kakediagram, hvor diameteren på kakediagrammet avgjøres av summen av gjennomsnitts konsentrasjonene for de ulike PFAS-forbindelsene. Drøbak 1-3 er basert på enkeltprøver, Bærumsbassenget, Ostøya og Ildjernet er basert på $\bar{x}$ av de tre prøvepunktene i hver sone. Laget i QGIS (Desktop versjon 3.34.11).

Samtlige enkeltmålinger av PFAS-forbindelser for sedimentprøvene var under 0,5 ng/g (Vedlegg 13). Totalt hadde prøvepunkt D1, med den høyeste summen, av gjennomsnittskonsentrasjon av hver PFAS-forbindelse, på 2,11 ng/g, sammenlignet med prøvepunkt D3 med den laveste summen på 0,74 ng/g. For den indre gradienten hadde Bærumsbassenget det høyeste gjennomsnittet på 1,29 ng/g (Figur 3.3.1.2.). 8 2 FTSA er den eneste forbindelsen som var unik for sedimentprøvene. PFPeA var den eneste forbindelsen med alkylkjede < 8C i overflatesedimentene (Vedlegg 15). Begge forbindelsene hadde samtidig relativt lave konsentrasjoner.



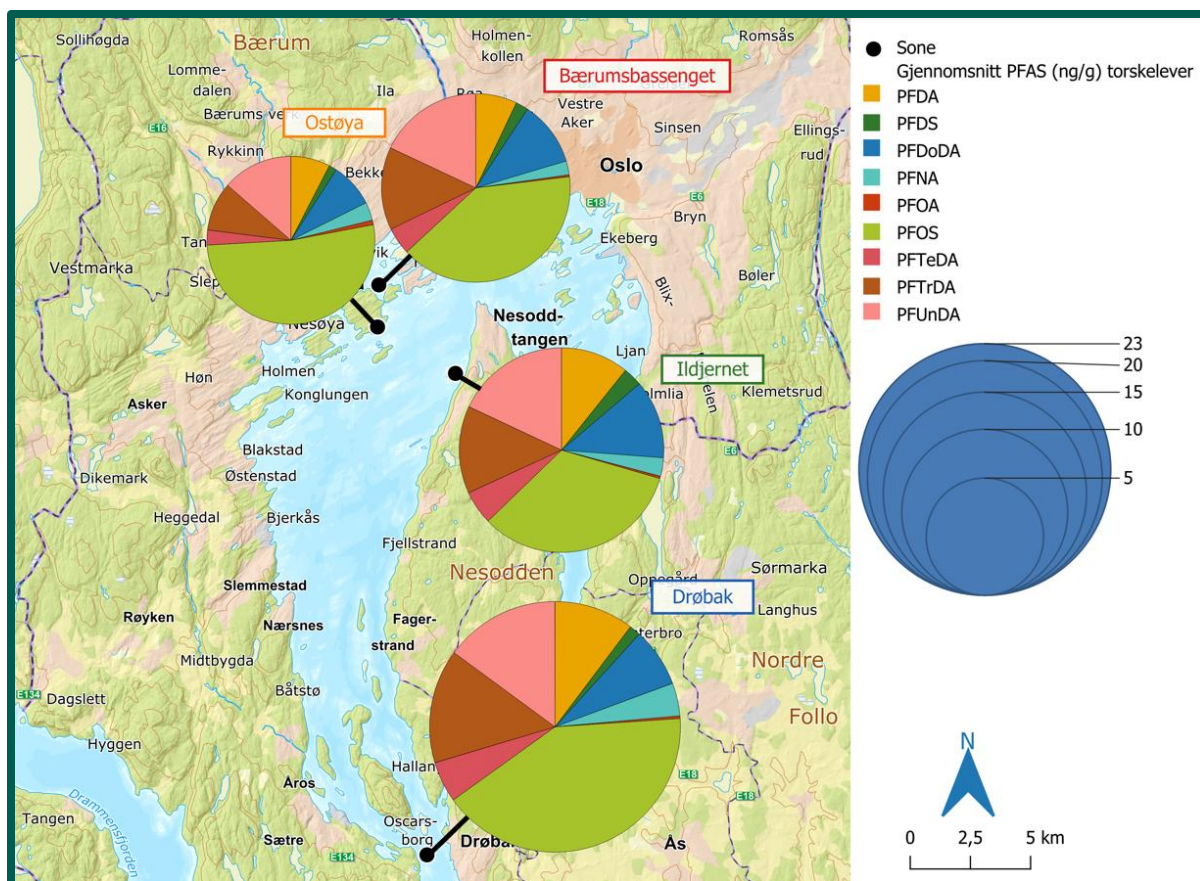
Figur 3.3.1.2. Oversiktskart for PFAS fordeling i sediment for hver sone, illustrert med kakediagram, hvor diameteren på kakediagrammet avgjøres av summen av gjennomsnitts konsentrasjonene for de ulike PFAS-forbindelsene. Drøbak 1-3 er basert på enkeltprøver, Bærumsbassenget, Ostøya og Ildjernet er basert på $\bar{x}$ av de tre prøvepunktene i hver sone. Laget i QGIS (Desktop versjon 3.34.11).

PFOS var den dominerende PFAS-forbindelsen for sedimentprøvene for alle sonene utenom Bærumsbassenget, og den høyeste målingen ble gjort ved prøvepunkt D1 (Figur 3.3.1.2., Figur 3.3.1.3.). Samtidig ble ikke PFOS variasjonen signifikant forklart av sone, når prøvepunktene til Drøbak slås sammen. Alle PFOS konsentrasjonene var over 0,23 ng/g (Vedlegg 13). Gjennomsnittlig dominerte PFUnDA for Bærumsbassenget, og hadde en signifikant synkende trend mot Ildjernet. Den høyeste enkeltmålingen ble også målt for prøvepunkt D1. Dette var også tilfellet for PFDoDA, samtidig som det også var signifikant lavt for Drøbak når alle prøvepunktene ble sett på under ett (D1, D2 og D3). For PFDoDA var det også en synkende gradient i gjennomsnittskonsentrasjoner mot Ostøya etterfulgt av Ildjernet.



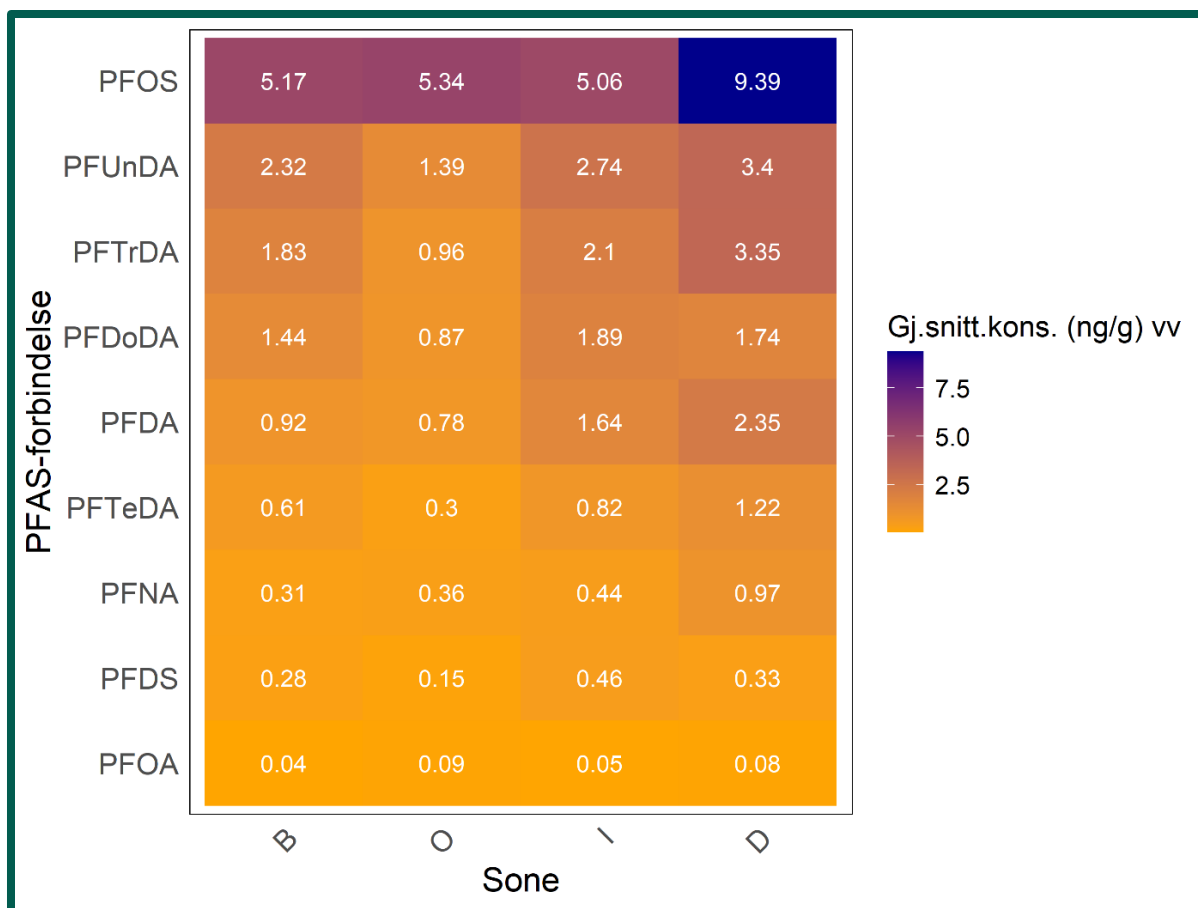
Figur 3.3.1.3. Heatmap av PFAS-konsentrasjoner i **sedimenter**. D1-D3 viser konsentrasjon i enkeltprøvene fra Drøbaksonen, mens Bærumsbassenget (B), Ostøya (O) og Ildjernet (I) er basert på $\bar{x}$ av de tre prøvepunktene i hver sone. PFAS-forbindelsen er rangert i synkende rekkefølge, basert på summen av gjennomsnittene og konsentrasjonene. * PFPeA, sone D3, ble n.d. og har derfor deteksjonsgrensen (0,004) satt inn som beskrevet i 2.3. Databehandling og Statistiske analyser, men vises som 0 i figuren på grunn av antall desimaler.

I torskelever hadde Drøbaksonen den signifikant høyeste summen for gjennomsnittlig PFAS-konsentrasjon, på 22,8 ng/g. For de indre sonene hadde Ildjernet størst sum på 15,20 ng/g, etterfulgt av Bærumsbassenget på 12,92 ng/g og Ostøya på 10,24 ng/g (Figur 3.3.1.4.). Alle PFAS-forbindelsene som ble detektert i torskelever hadde alkylkjeder >8C.



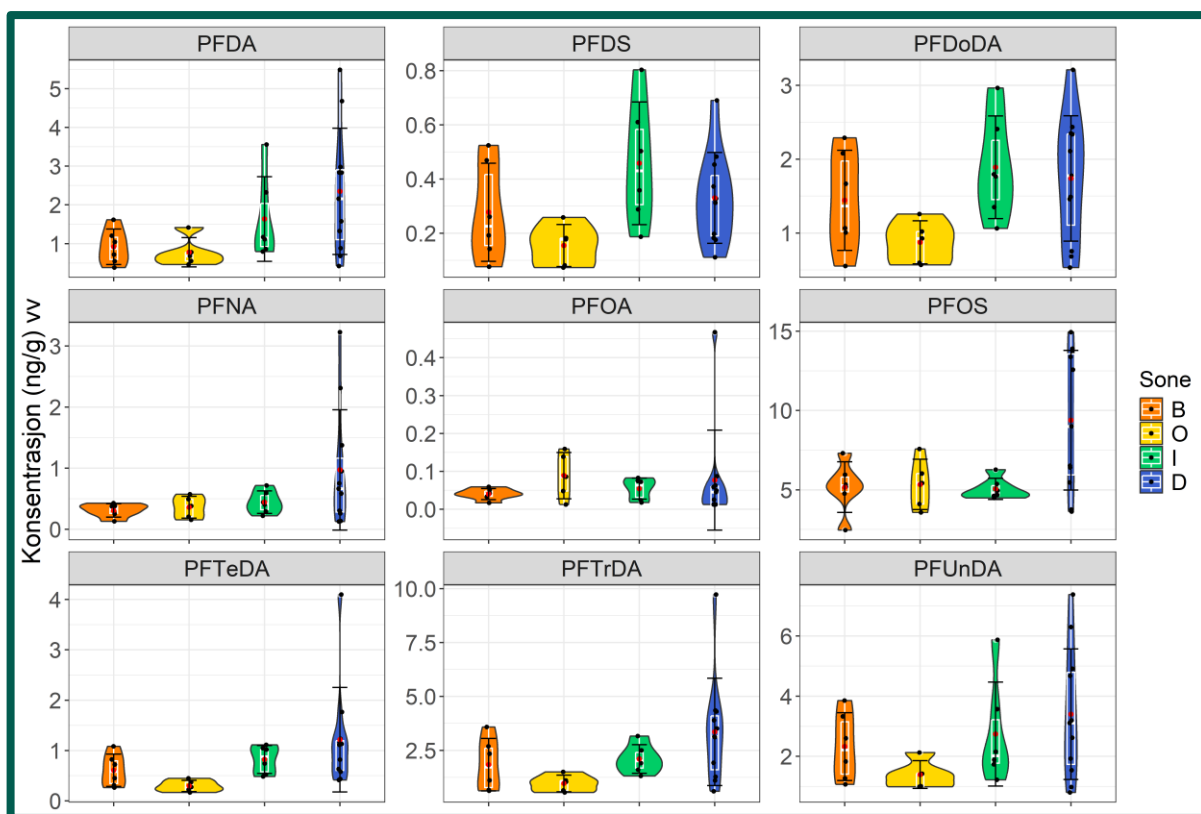
Figur 3.3.1.4. Oversiktskart for $\bar{x}$ PFAS fordeling i torsk lever for hver sone, illustrert med kakediagram, hvor diameteren på kakediagrammet avgjøres av summen av gjennomsnitts konsentrasjonene for de ulike PFAS-forbindelsene. Laget i QGIS (Desktop versjon 3.34.11).

Figur 3.3.1.4 og Figur 3.3.1.5 illustrerer at PFOS var, som i sedimentene, den forbindelsen med dominerende gjennomsnittskonsentrasjon i torsk lever for alle sonene, med størst gjennomsnitt for Drøbaksonen på 9,39 ng/g. Her ble derimot variasjonene gjennomsnittet av PFOS signifikant forklart av Drøbaksonen. Sonene fra den indre gradienten var alle ≈ 5 ng/g. PFUnDA og PFTrDA hadde også relativt høye gjennomsnittskonsentrasjoner på tvers av sonene. For disse forbindelsene var det samme sonefordeling for gjennomsnittene som for PFOS, men dette var ikke en signifikant trend (Figur 3.3.1.4.). PFDA hadde også høyest gjennomsnittskonsentrasjon i Drøbak. PFOA hadde laveste gjennomsnittskonsentrasjoner for alle sonene på $<0,1$ ng/g. PFHxS ble kun observert for to torsk leverprøver fra Drøbak (0,13 ng/g og 0,45 ng/g), i to av de fiskeindividene som også hadde PFOS konsentrasjon $> 13,0$ ng/g (Vedlegg 14).



Figur 3.3.1.5. Heatmap av $\bar{x}$ PFAS-konsentrasjoner i **torskelever**, for hver sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak). PFAS-forbindelsen er rangert i synkende rekkefølge, basert på summen av gjennomsnittene og konsentrasjonene.

Enkeltmålingene (Vedlegg 14 og Figur 3.3.1.6.), viste at det for Drøbak var stor variasjon i PFOS konsentrasjon for torskelevrene, fra 3,63 ng/g til 14,94 ng/g. Dette kommer tydelig fram av de smale fiolinplottene (Figur 3.3.1.6), hvor de fleste målingene tenderer til å ligge enten <7 ng/g eller >12 ng/g. For den indre gradienten var det mindre spredning. Bærumsbassenget hadde tendenser mot normalfordeling med høyeste verdi observert på 7,31 ng/g og laveste på 2,46 ng/g. Ildjernet konsentrasjoner var sentrert rundt gjennomsnittet, med liten variasjon. Det var også stor variasjon i målingene fra Drøbak for PFUnDA, PFTTrDA og PFDA, hvor PFTTrDA hadde en tydelig uteligger (Figur 3.3.1.6).



Figur 3.3.1.6. Fiolinplott av PFAS-forbindelsene funnet i torskelever for hver sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak), for å beskrive fordelingen av observasjonene (svarte punkter), hvor fiolinen øker i tykkelse ved økende antall observasjoner. $\bar{x}$ (rød prikk) $\pm$ 1 sd (ytte svarte vertikale stolpe). Boksplott (hvite bokser) dekker 50 % av observasjonene, strek inne i boksen representerer medianen.

3.3.2. Relasjoner mellom PFAS i torskelever og miljøkonsentrasjonene for sonene

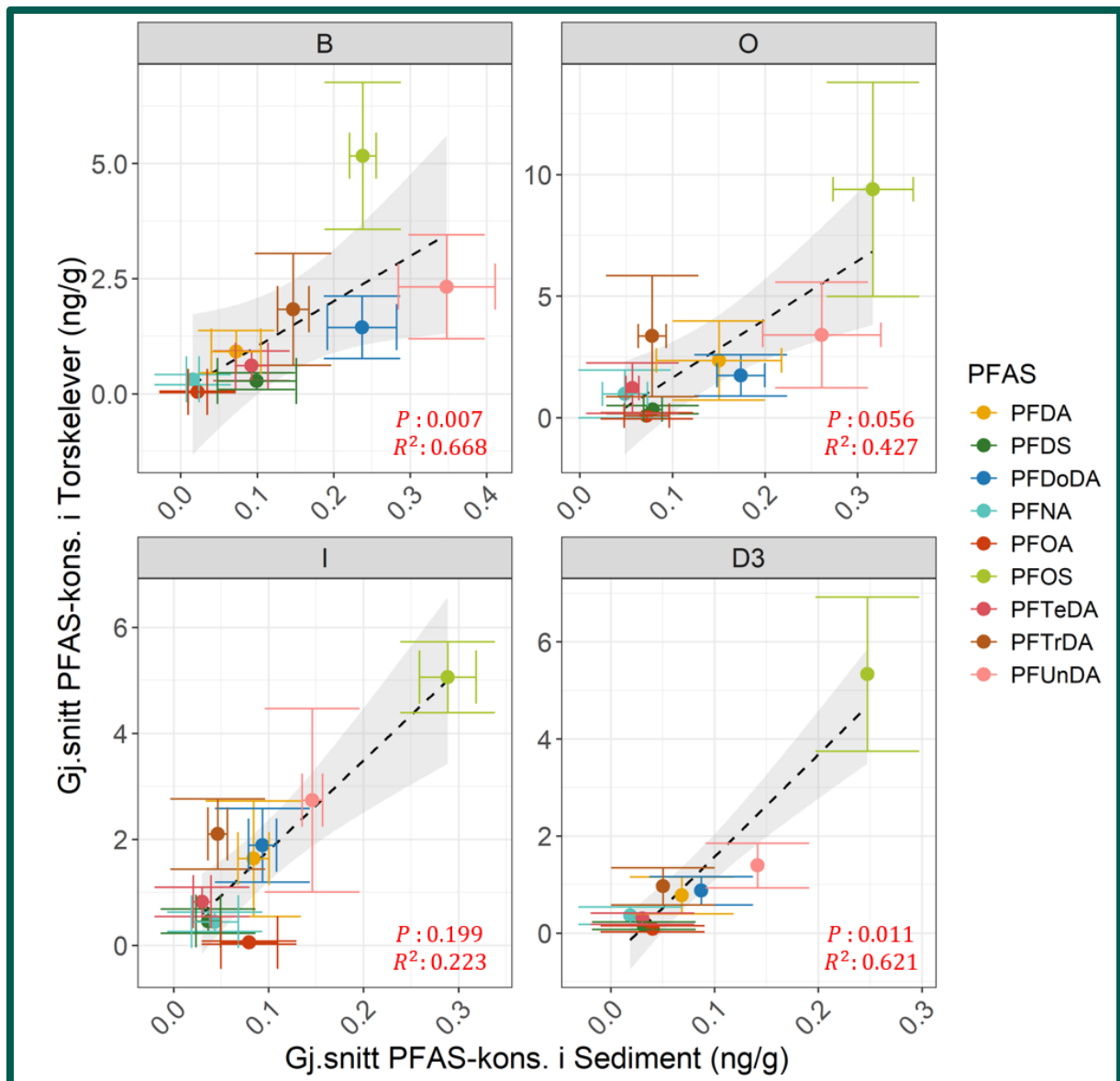
Det var stor variasjon mellom sedimentprøvene ved Drøbak. Samtidig ble det kun fanget torsk i nærheten av prøvepunkt D3. Derfor ble kun prøvepunkt D3 benyttet videre i sammenhenger hvor sonevariasjonene av PFAS konsentrasjoner i torskelever skal undersøkes mot PFAS konsentrasjonen i sediment og bunnvann og andre miljøvariabler. Regresjonsplottene (Figur 3.3.2.1, Vedlegg 17 og 18) mellom gjennomsnittkonsentrasjoner av PFAS-forbindelser i torskelever, sediment og bunnvann, sammen med K_d , BCF og BSAF (Vedlegg 19) beskriver hvordan størelsesforholdet for de ulike forbindelsene relaterer på tvers av prøvetyper.

Samvariasjonen mellom PFAS i bunnvann og sediment (Vedlegg 17 og 18) var ikke signifikant, hvor p-verdiene for alle sonene var > 0.05 , og modellen vurderes som svak ut ifra R-squared da verdier var $< 0,1$. PFOS var dominerende PFAS i sediment mens PFPeA dominerte i bunnvann, og det var

kun PFNA, PFOA, PFOS og PFPeA som var felles forbindelser som ble detektert for begge prøvetypene. K_d verdien (Vedlegg 19) for de fire PFAS-forbindelsene felles for sediment- og bunnvansanalysene var for alle forbindelsene høyest for Drøbak sonen, hvor PFOS hadde høyest fordelingsfaktor. For PFOS var fordelingsfaktoren for sediment og vann i stigende faktor fra Bærumsbassenget til Ildjernet. PFNA og PFOS hadde begge K_d for indre Oslofjord >1 .

Forholdet mellom PFAS-forbindelser i torsk og bunnvann var heller ikke signifikant for noen soner, og Bærumsbassenget var eneste sonen med regresjonsmodell styrke på 0,59 (Vedlegg 17 og 18). Det var kun PFNA, PFOA og PFOS som var felles for fisk- og vannprøvene. BCF verdiene (Vedlegg 19), var høyest for PFOS for hele indre Oslofjord, og hadde den høyeste sonefaktoren ved Drøbak. Den indre gradientfordelingen av BCF for PFOS var samsvarende som K_d for PFOS (Bærumsbassenge $<$ Ostøya, $<$ Ildjernet). PFNA hadde lik gradient som beskrevet for PFOS, og en BCF sum for alle soner i indre Oslofjord på 39,6.

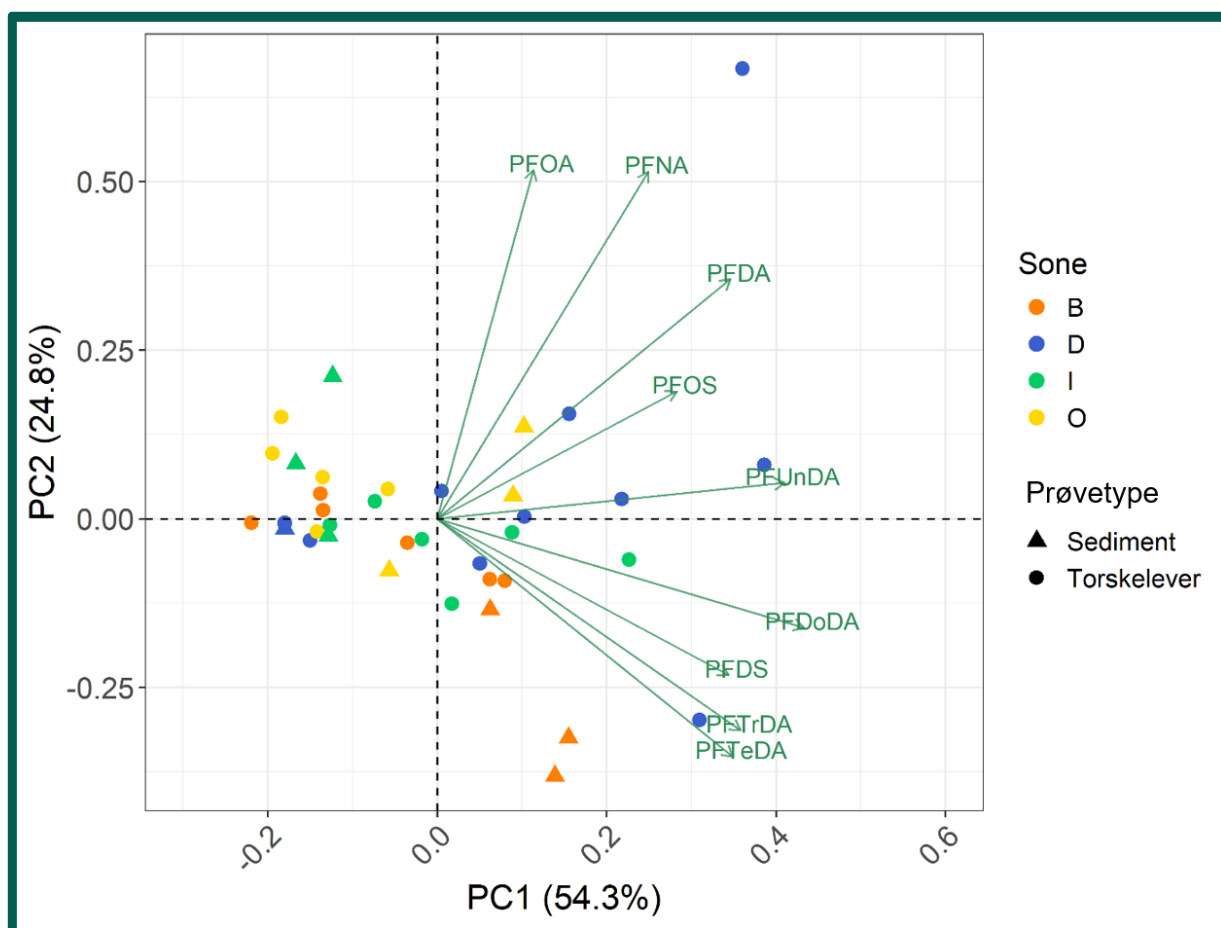
Forholdet mellom sediment- og torskeleverprøvenes gjennomsnittlige PFAS konsentrasjon viste derimot flere fellestrekk med ni felles PFAS-forbindelser (Figur 3.3.2.1.). Her hadde alle sonene regresjonsmodeller med en styrke $> 0,2$. Bærumsbassenget og Ostøya hadde R-squared $> 0,6$. Disse to sonene hadde også signifikant sammenheng, og Drøbaksonen hadde en p-verdi på 0,57 og R-squared på 0,43 (Vedlegg 18). Både PFOS og PFUnD var overordnet sett de mest dominerende PFAS-forbindelsene for disse prøvetypene, med innslag av PFTrDA, PFDA og PFDoDA. Drøbaksonene hadde høyest BSAF (Vedlegg 19), for alle PFAS-forbindelsene. Både for Drøbak sonen og summen for indre Oslofjorden hadde PFTrDA størst BSAF på 730 og 75 respektivt, og med en indre gradientfordeling med Ostøya $<$ Bærumsbassenget $<$ Ildjernet. PFOS hadde nest høyest BSAF for indre Oslofjord på 68, og 417 for Drøbak. Den indre sonefordelingen var Ildjernet $<$ Ostøya $<$ Bærumsbassenget. Denne fordelingen var også for PFOA (og K_d for PFPeA). BSAF for alle PFAS-forbindelsene var ≥ 1 , med den laveste BSAF for indre Oslofjord på 3 for PFOA (PFOA $<$ PFDS $<$ PFPFDoDA $<$ PFUnDA $<$ PFTeDA $<$ PFDA $<$ PFNA $<$ PFOS $<$ PFTrDA). På bakgrunn av lite overlapp i observerte PFAS-forbindelser mellom torsk og bunnvann, samt store størrelsesforskjeller i konsentrasjon, ble det kun benyttet torskelever- og sedimentmålinger videre i undersøkelse av hva som forklarte PFAS konsentrasjon i torskelever.



Figur 3.3.2.1. Regresjonsplott, med $\bar{x} \pm sd$, for PFAS-forbindelser observert både i torskelever- og sedimentprøvene, for hver sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D = Drøbak). $\pm Sd$ for sediment målinger ved Drøbaksonen mangler, da sedimentmålingen kun er fra prøvepunkt D3. P-verdi og R^2 er inkludert for hvert panel i høyre nedre hjørne (Vedlegg 18).

Fra PCA for PFAS i torskelever og sediment (Vedlegg 21), forklarte PC1 til og med PC4 93% av variasjonen. PC1 fanget mest variasjon i datasettet av hovedkomponentene, og PC1 til PC2 forklarte kumulativt 79 %. PCA plottet (Figur 3.3.2.2) viste variansen i PFAS- konsentrasjoner i torskelever og sediment og PFAS-forbindelsene sitt bidrag på hovedkomponentene. De fleste av prøvepunktene i PCA plottet (Vedlegg 21, Figur 3.3.2.2), var sentrert innenfor -0,2 til 0,2 for PC1 og -0,25 til 0,25 for PC2. Sedimentprøvene for de ulike sonene tenderte mot gruppering, hvor Bærumsbassengets prøver hadde positivt bidrag på PC1 og negativt på PC2 med to punkter under -0,25. Til tross for at både Ostøya- og Ildjernet's prøver hadde et prøvepunkt med negativ assosiasjon med PC1 og PC2 var disse

også noe gruppert. Torskeleverprøvene for den indre gradienten er sentrert rundt intervallene som beskrevet tidligere. Torskeprøvene fra Drøbak hadde derimot større spredning mot den positive siden av PC1, men med større spredning mot både negative og positive verdier for PC2.



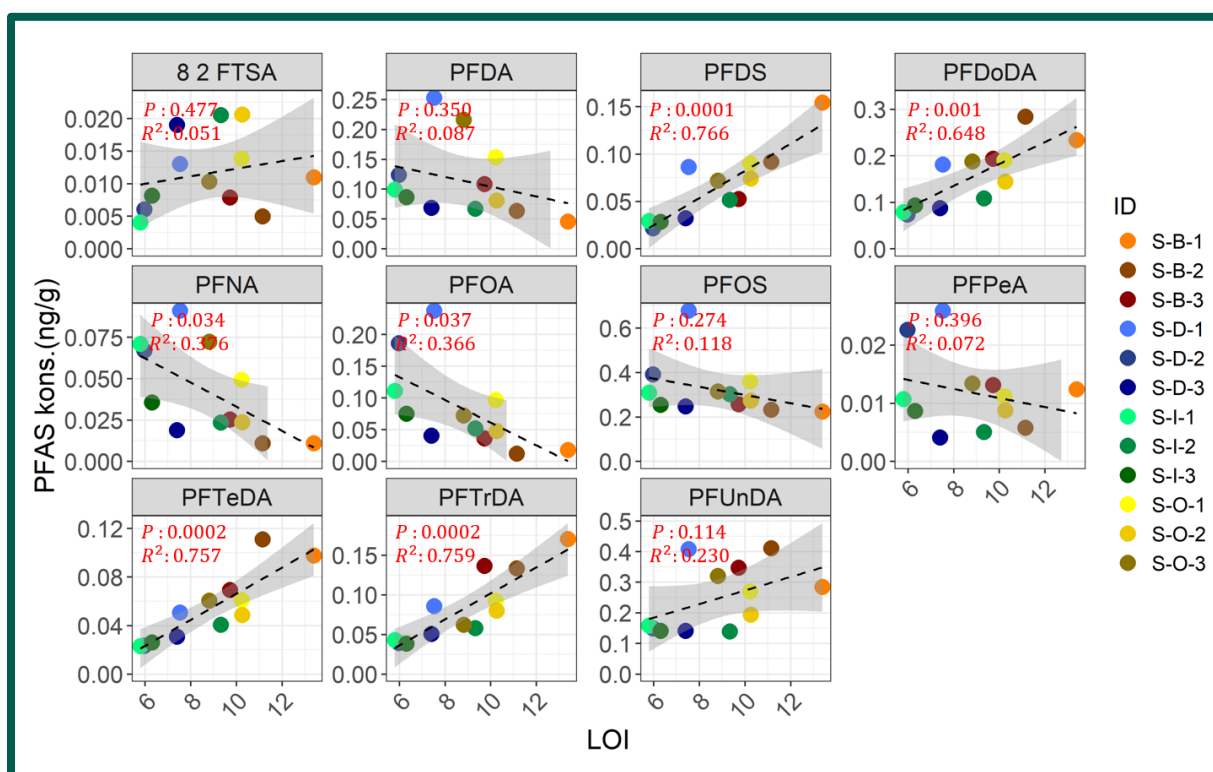
Figur 3.3.2.2. PCA plott for PC1 og PC2 (med tilhørende variasjonsforklaring i %, Vedlegg 21), basert på scorene for enkeltprøvene av sediment og torskelever (sites – punkter farget for sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak) og formet etter prøvetype) og PFAS-forbindelsene felles i disse prøvetypene (species – grønne vektorer) vist i vedlegg 21.

Fordelingen av PFAS variablenes retning bidrar relativt jevnt, og i samme spredning som torskeprøvene fra Drøbak (Vedlegg 21, Figur 3.3.2.2.). Vektorene bidrar også med relativt lik styrke, hvor PFOS hadde den korteste vektoren, til tross for relativt sterkt bidra på PC1 på 0,87. For PC1 var det PFDoDA som vektet tyngst, samtidig hadde PFUnDA, PFTrDA, PFDS og PFTeDA alle verdier >1. PFOA og PFNA hadde en sterk positiv innflytelse på PC2, mens PFTeDA og PFTrDA vektet svakt negativt, men sterkere enn PFDoSA og PFDS. Med hensyn på vinkelstørrelsen for vektorene i Figur 3.3.2.2, var det en gruppering på den positive og negative delen av PC2 aksens. Med hensyn på korrelerte grupper, var det spesielt PFOA, PFNA, PFDA og PFOS som grupperte seg mot PFAS-forbindelsene med et negativt bidrag på PC2. Dermed var det en delvis gruppering av PFAS-

forbindelser med alkylkjede > 10C < (Vedlegg 15). PFAS > 10C bidrar i større grad til variasjonen i målinger i sediment og torskelever fra Bærumsbassenget. Torskeleverobservasjonene fra Drøbak sin spredning, sammen med PFAS vektorene, viste at det i større grad var individavhengig hvilke PFAS som bidrar til variasjonsforklaring. Det er likevel en overvekt av torskeleverprøver fra Drøbak som har samme ordinasjon som PFAS <10C som PFOS. Det er samtidig mange observasjoner som trekker svakt negativt fra PFAS vektorene, noe som indikerer mindre grad av sammenheng og variasjonsforklaring.

3.3.3. Relasjonen mellom PFAS og andre variabler

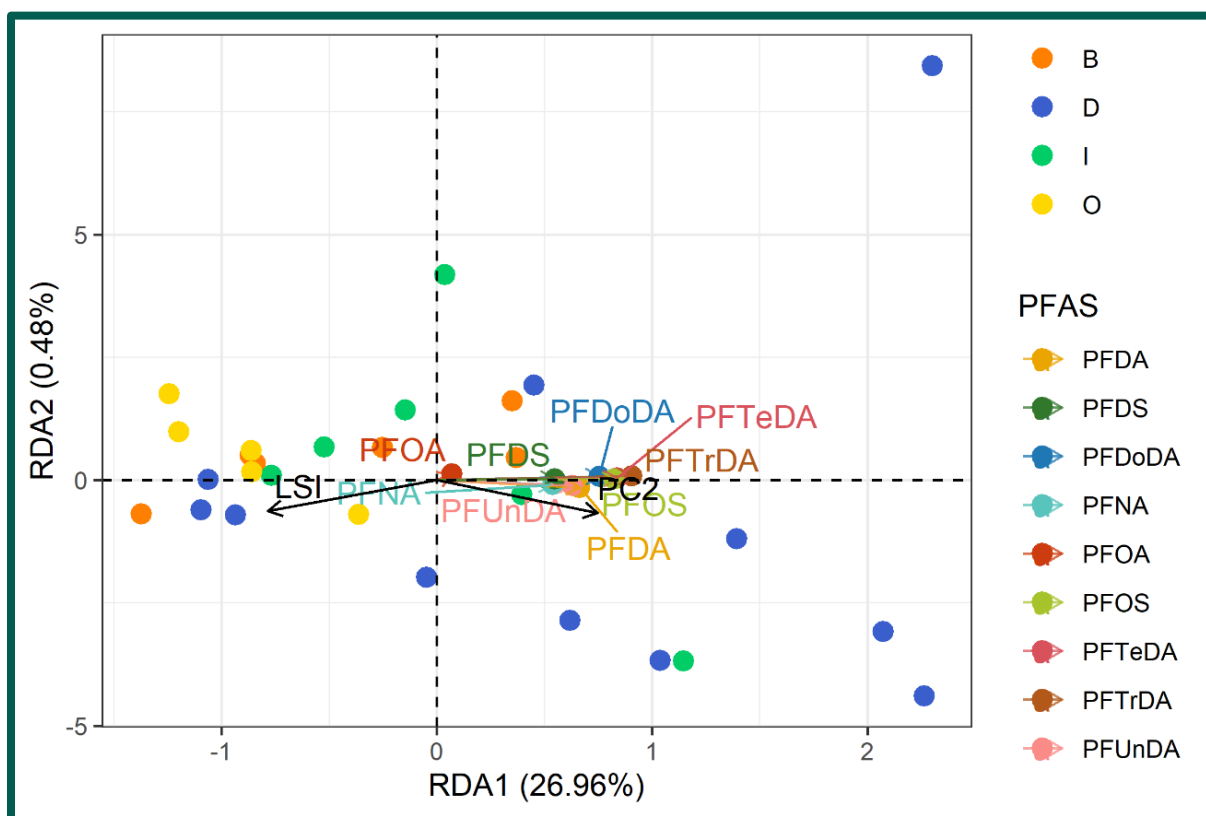
PFAS konsentrasjonen av seks PFAS-forbindelser i sedimentprøvene viste en signifikant sammenheng med organisk materiale, LOI, i sedimentene basert på alle prøver innsamlet (Figur 3.3.3.1.). PFDS, PFDoDA, PFTeDA og PFTrDA viste signifikant positiv korrelasjon mens PFNA og PFOA viste en signifikant negativ korrelasjon med innholdet av organisk materiale i sedimentene. Regresjonsmodellene forklarte > 60% av variansen for PFDS, PFTeDA og PFTrDA (Vedlegg 23).



Figur 3.3.3.1. Regresjonsplott for forholdet mellom PFAS-konsentrasjon og LOI målinger, for sediment (S) prøvepunktene (ID: prøvetype-sone-replikat) (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak) med hensyn på PFAS-forbindelse. P-verdi og R² er inkludert for hvert panel i venstre øvre hjørne (Vedlegg 23).

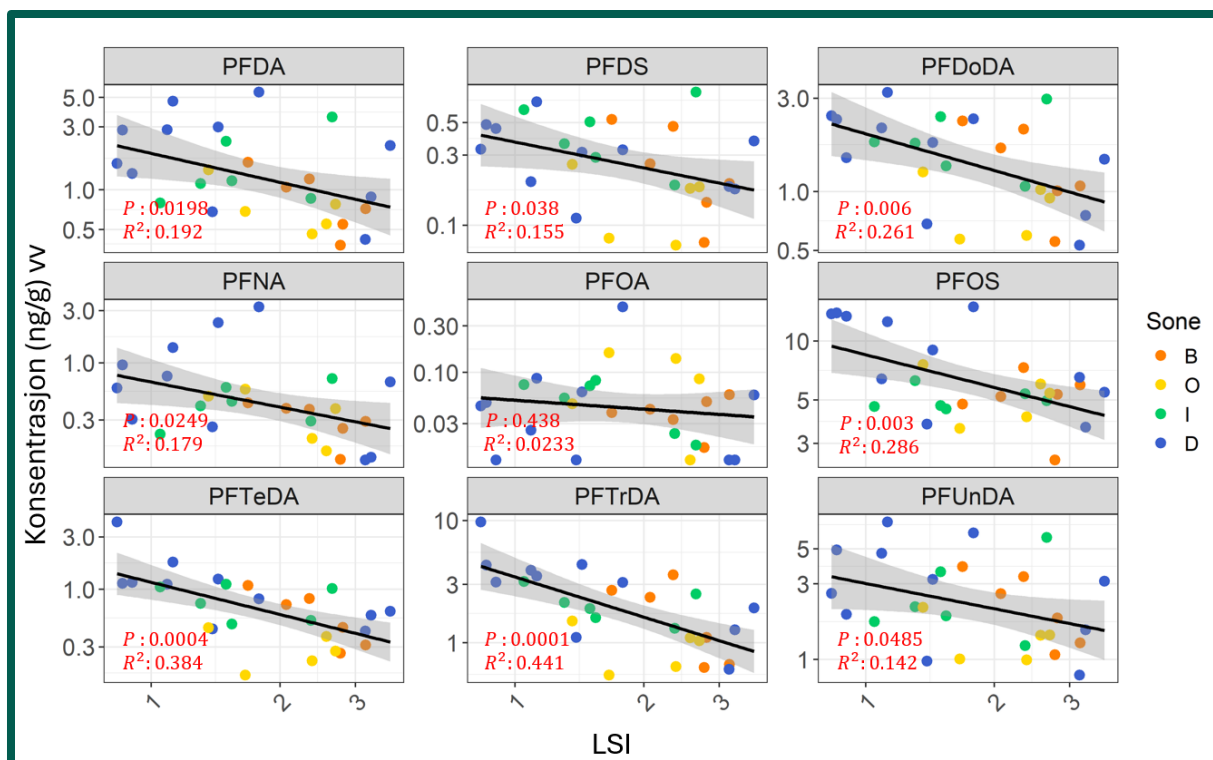
Modellseleksjonen for PFAS-konsentrasjon i torskelever favoriserte en modell med variablene PC2 for PFAS-konsentrasjoner i sediment (med hensyn på forbindelse og prøve, Vedlegg 24), og leversomatisk indeks. Det var totalt 14 kandidatmodeller som hadde $\Delta AICc < 2$, hvor disse inneholdt variabel PC1 - PC3 for sedimenter, LSI og gjennomsnittlig LOI per sone (Vedlegg 25). PC2 scorene for PFAS-forbindelsene i sediment hadde alle en negativ vektning som var tyngst for PFNA og PFDA (-0,7 og -0,8). PC2 for gjennomsnittet for prøvepunktene i sediment var tyngst positivt vektet for Drøbaksonen (0,9), og Ostøya var tyngst negativt vektet (-0,8). Alene forklarer likevel PC2 kun 20 % av variasjonen for PFAS-konsentrasjoner på tvers av sedimentprøver (Vedlegg 24).

Både modellen som helhet, og de enkelte prediktorvariablene PC2 og LSI hadde statistisk signifikant effekt på PFAS fordelingen i torskelever over sonene (Vedlegg 26). Variansen som ble fanget opp av toppmodellen med RDA1 og RDA2, vist i RDA-plottet (Figur 3.3.3.2.), forklarte ≈ 27 % av variansen i dataene, hvor RDA1 forklarte 26,96 % alene, mens hovedkomponentene som ikke er begrenset av modellen hadde en kumulativ variansforklaring på 91 % opp til PC3 (Vedlegg 27). RDA1 vektet tyngre enn 0,5 for alle forbindelsene som ble observert i torskelever, med unntak av PFOA, og alle hadde en positiv vektning på RDA2 (hvor PFOA er høyest), foruten PFNA (høyest negativ vektning), PFDA og PFUnDA (Vedlegg 28). Dette var visualisert nærmere i RDA plottet med kun vektorene (Vedlegg 29), hvor PFOA skilte seg fra de andre PFAS-forbindelsene langs RDA2. PFNA, PFUnDA og PFDA grupperte seg negativt langs RDA2 mot PFDODA, PFTrDA, PFDS, PFTeDA og PFOS som grupperte seg svakt positivt på RDA2. Sett i sammenheng med LSI vektoren var PFAS konsentrasjonene relativt negativt korrelert, mens PC2 var mer positivt korrelert med PFAS-forbindelsene som alle var positive for RDA1, men spesielt de som var negative for RDA2. Korrelasjonen mellom PC2 og LSI var negativ hvor den variabelen økte når den andre sank, basert på deres vinkel på RDA1-aksen. Torskeleverprøvene fra Drøbaksonen hadde størst spredning med positivt bidrag på RDA1 og for både negative og positive plasseringer på RDA2 (Figur 3.3.3.2). Dette var lignende tidligere beskrivelse i PCA-plottet for PFAS i sediment og torskelever (Figur 3.3.2.2.). Spredningen var også relativt lik som for i Figur 3.3.2.2. for prøvepunktene fra den indre gradienten, hvor Ostøya er den sonen med minst spredning med kun negative verdier for RDA1. Bærumsbassenget bredde seg ut mest langs RDA1 og Ildjernet spres både langs RDA1 og RDA2 (Figur 3.3.3.2., Vedlegg 28).



Figur 3.3.3.2. RDA plott av PFAS konsentrasjon forklart som respons på LSI og den vertikale variansen for sedimentprøvene (PC2). Observasjonene for torskelever er markert som punkter med farge etter sone (B = Bærumbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak), og PFAS-forbindelsenes konsentrasjon i torskelever sitt bidrag på variansen er markert som vektorer med markert endepunkt og PFAS forkortelsen.

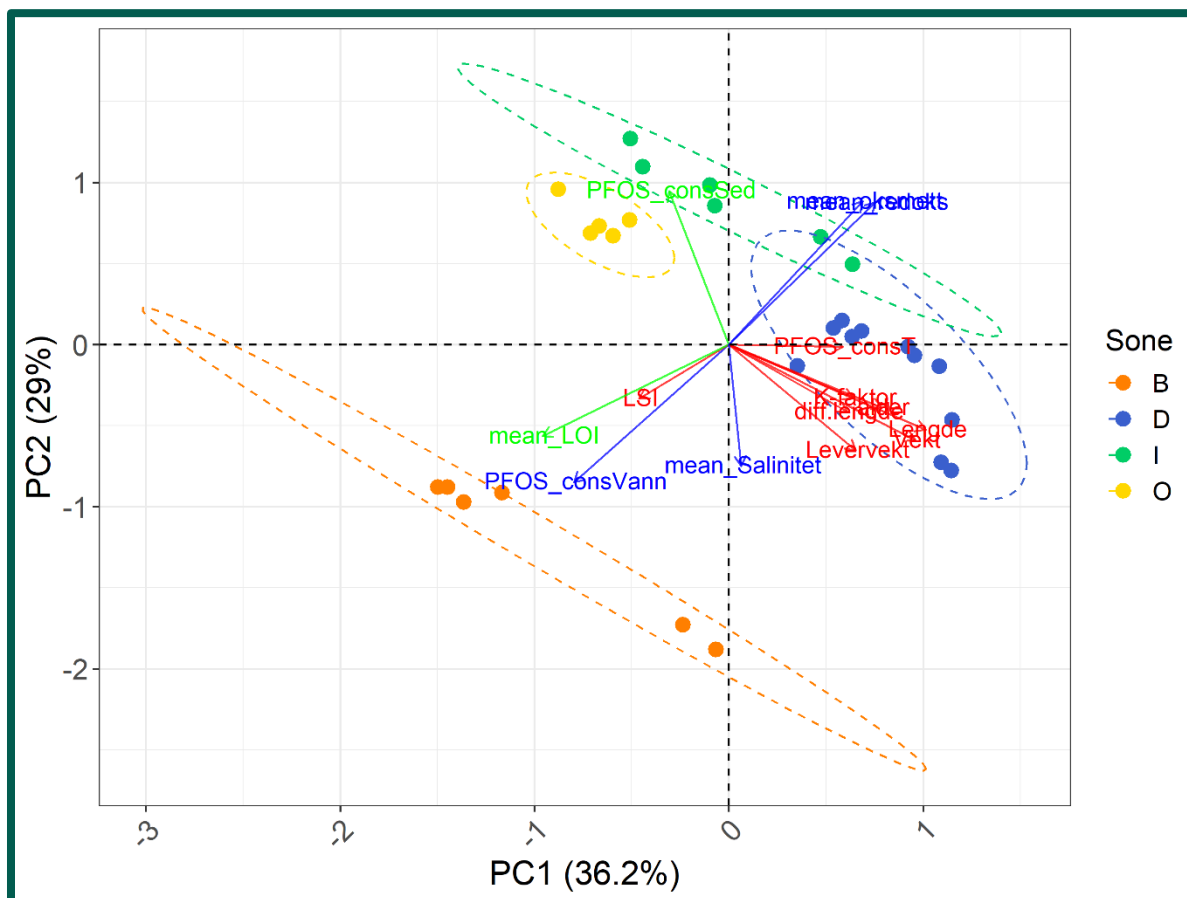
Fra regresjonsanalyser av forklaringsvariabler for PFAS konsentrasjon i torskelever var verken alder, aldersjustert lengde eller K-faktor signifikante for noen av PFAS-forbindelsene (foruten aldersjustert lengde som var signifikant forklaringsvariabel for PFOA). For alle disse forklaringsvariablene ble regresjonsmodellen vurdert til å forklare lite av variasjonen i PFAS konsentrasjonen. LSI hadde en negativ korrelasjon med alle PFAS-forbindelsene funnet i torskelever, men svakest for PFOA (Figur 3.3.3.3). Alle de andre PFAS-forbindelsenes regresjonsmodeller var signifikante, men alle hadde en regresjonsmodell som forklarte $< 0,5$ av variansen (R^2). Regresjonsmodellen for PFTrDA, PFTeDA, PFOS og PFDoDA hadde alle variansforklaring på over 0,25.



Figur 3.3.3.3. Regresjonsplott for PFAS konsentrasjoner i torskelerver forklart med LSI, med hensyn på sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak) og PFAS-forbindelse. Begge akser er på logaritmisk skala (log10) for å se sammenhenger på tvers av størrelsesforskjellene. P-verdier og R² (rød skrift) er satt inn for hver PFAS sin relasjon med leversomatisk indeks (LSI).

3.3.4. PFOS

I en ubeskranket PCA-analyse for PFOS konsentrasjon i torskelerver mot de andre miljøvariablene i datasettet, var det en tendens til at leverprøvene grupperte seg hver for seg innenfor sin sone-senteroide, hvor det kun var overlapp mellom Ildjernet og Drøbak (Figur 3.3.4.1., Vedlegg 30). For miljøvariablene skåret gjennomsnittlig LOI per sone og PFOS konsentrasjon i sediment begge positivt for PC1. PFOS konsentrasjonen i bunnvann var negativt korrelert med både redoks og oksygenkonsentrasjonen (mg/L). De fleste torskevariablene korrelerte positivt, mens LSI var mer negativt korrelert med disse. PFOS konsentrasjon i torsk var positivt korrelert med de andre torskevariablene, og hadde dermed en negativ korrelasjon med LSI, som også ble beskrevet i Figur 3.3.3.3. For å undersøke mulige forklaringer på de høye PFOS konsentrasjonen i noen av torskelerverprøvene fra Drøbak, ble også PCA gjennomført og plottet med alle miljøprøvepunktene fra Drøbak (D1, D2 og D3) (Vedlegg 31). Fordelingen av scorene og vektingene forble uendret, foruten sediment konsentrasjonen av PFOS endret seg til å korrelere positivt, helt i flukt, med vektoren for PFOS-konsentrasjon i torskelerver.

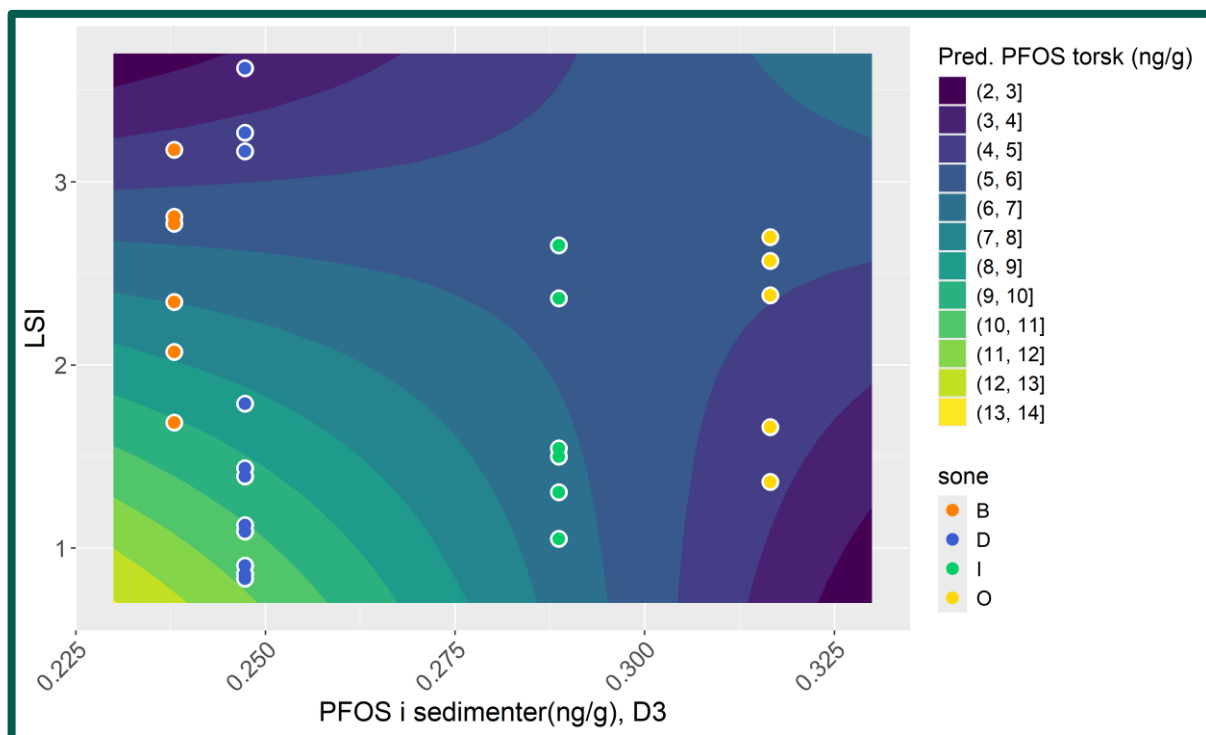


Figur 3.3.4.1. PCA plott for PFOS konsentrasjon i torskelever, med skåringene av hver enkelt prøve farget etter sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak). Vektingen av hver enkelt variabel fra bunnvann (blå), sediment (grønn) og torsk (rød), er vist som vektorer (vist med tilhørende skår i Vedlegg 30). Sentroidene, i stiplede linjer farget etter sone, representerer 95 % KI for hver sone.

Modellseleksjonen for PFOS-konsentrasjon i torskelever favoriserte modellen med interaksjonseffekt mellom PFOS konsentrasjon i sediment og LSI (Vedlegg 32). ANOVA av modellen ga at LSI hadde statistisk signifikant effekt på PFOS konsentrasjonen i torskelever. Sedimentkonsentrasjon av PFOS var signifikant som parameterestimat for PFOS konsentrasjonen i torskelever (Vedlegg 32).

Modellprediksjonen (Figur 3.3.4.2.) viste et klassisk salpunkt ved 0,3 ng/g PFOS i sediment (kun med prøvepunkt D3 fra Drøbak sonen) og LSI på 2,8, og at høye PFOS konsentrasjoner i torskelever var assosiert med lave PFOS konsentrasjoner i sediment og lave LSI forhold. Her ble det også undersøkt hvilken påvirkning det ville ha å innlemme prøvepunkt D1 og D2 i modellen. Dette ga en noe sterkere modell, hvor sedimentkonsentrasjonen, LSI og interaksjonen mellom disse hadde statistisk signifikante effekter på PFOS konsentrasjon i torskelever (Vedlegg 33). Også denne modellen predikerte et salpunkt, ved 0,3 ng/g PFOS i sediment (alle prøvepunkter inkludert) og LSI på 3

(Vedlegg 34). Forholdet mellom PFOS prediksjon i torskelever av PFOS konsentrasjon i sedimenter, snudde imidlertid. Av prediksjonsplottet i Vedlegg 34 predikerer høyere PFOS konsentrasjon i sediment og lave LSI verdier økende PFOS konsentrasjoner i torskelever.



Figur 3.3.4.2. Predikert PFOS-konsentrasjon i torsk basert på PFOS-konsentrasjon i sedimenter (kun med prøvepunkt D3 inkludert fra Drøbaksonen) og leversomatisk indeks (LSI). Forholdet mellom LSI og gjennomsnittet av PFOS i sediment er plottet, og farget, for hver sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I=Ildjernet, D = Drøbak).

4. Diskusjon

4.1. Miljømålinger

Miljømålingene i vannsøyla var som forventet for salinitet, og lå mellom 25-35 PSU, med en økende salinitet med økende dybde som sett i tidligere overvåkning (Valestrand et al., 2024).

Bærumsbassenget hadde høyest LOI, som impliserer størst forekomst av organisk materiale. Her ble det også målt reduserende forhold, samtidig som redoksmålingene (Vedlegg 8) ikke er helt eksakte da de forseglede sedimentkjernene ble stående i noen døgn på kjølerom før måling. LOI og redoks (Vedlegg 8) samsvarte også med oksygenkonsentrasjonen (mg/L) i kjernevannet. Samtidig indikerer oksygenkonsentrasjonen (mg/L) at det er oksygen til stede. NIVAs hydrografiske- og biologiske undersøkelser av indre Oslofjord fra 2023 benyttet kun oksygenmetning som oksygenmål (Valestrand et al., 2024). Her ble det målt og vurdert at det var anoksiske bunnforhold ($\leq 20\%$) for Bærumsbassenget, og mer periodevis anoksiske bunnforhold i området sør for Ildjernet. Sammenlignet med oksygenmetningen i denne undersøkelsens CTD målinger (Vedlegg 4), var ikke oksygenmetningen like lave og ble ikke målt under $40\% O^2$ for Bærumsbassenget. Samtidig ble målingene av oksygenmetning gjennomført i slutten av oktober, og fra NIVAs målinger var oksygenmetningen mot 40% i overgangen oktober/november og i desember. Til tross for dette indikerte både LOI, lukt av H_2S og fargen på sedimentkjernene at det var tendenser mot intermediære «suboksiske» forhold for prøvepunkter ved Ildjernet og Ostøya (Virtasalo et al., 2005). Miljøundersøkelsene fra Drøbak punktene indikerer oksiske forhold for alle prøvepunktene, med en intermediær mengde organisk materiale for prøvepunkt D1 og D2.

Redoksmålingene for bunnvannet og LOI målingene i sedimentkjernene (Vedlegg 7 og 8) samsvarte med sonefordelingen av redokspotensiale observert for redoks og total organisk karbon konsentrasjon i masteroppgaven av Andersen, 2024. Dette var som forventet da Bærumsbassenget har hatt et gjennomgående anoksisk bunnmiljø ved 20 meters dybde siden 1800-tallet med en spredning til grunnere dyp etter 1960-tallet (Alve et al., 2009). Bærumsbassenget var den eneste sonen med reduserende forhold i sedimentene, og tidligere studier av sediment karakteristikk fra Østersjøen anslo anoksiske forhold i sedimenter med tilnærmet like negativt redokspotensiale som målt i Bærumsbassenget (Virtasalo et al., 2005). Her var også den samme relasjonen til organisk materiale og oksygenmetning fremhevet, samt fargetendensene i sedimentene mot svart som indikasjon på jernsulfiddannelse og H_2S produksjon. Dette samsvarer med registreringene for sedimentkjernenes farge og lukt i Vedlegg 7.

Det er knyttet en viss usikkerhet til sedimentasjonshastigheten for de ulike sonene (da det ikke ble funnet tidligere rapportering på dette), og hvor lang tidsperiode sjiktene som ble benyttet fra

overflatesedimentene (dybde angitt for cm tatt ut i Vedlegg 7) til PFAS og LOI analyser representerer, da datering ikke ble gjennomført. Dette medfører at det ikke kan fastslås at 1 cm representerer samme tidsperiode for alle prøvene. Bærumsbassenget har antakelig den hyppigste sedimentasjonsraten i forhold til de andre sonene (Alve et al., 2009), blant annet på grunn av terskelinnrammingen av «bassenget» og tilførselen fra Sandvikselva. Dette tatt i betraktning indikerte turbiditets målingen at partikkelbelastningen var høyest for prøvepunkt B3 i Bærumsbassenget (Vedlegg 6). Samtidig gir dette utslag i det øvre sjiktet av vannsøyla, og kan derfor også skyldes f.eks. alge og cyanobakterie aktivitet. Dette koordinerer også med høstavrenning, da målingene ble gjort i oktober.

4.2. PFAS funn i prøvetypene

På bakgrunn av torskens stedegenhet (Bøe, 2013; Ilestad, 2012) og antakelsen om at PFAS tas opp fra både vannmiljøet og næringskjeden via sedimenter, ble det forventet at PFAS-forbindelsene og konsentrasjonene skulle samsvare på tvers av prøvetypene. Dette var imidlertid ikke tilfellet, da bunnvannsfunnene skilte seg fra sediment- og torskelevermålingene. I vannfasen ble alle de detekterte korte (alkylkjede $<8C$, Vedlegg 15) PFAS-forbindelsene funnet, som inkluderte PFPeA, PFBS, PFHxS og PFMOPrA. Dette hadde trolig en sammenheng med at den ladde syregruppen interagerer med vannet da den hydrofobe alkylkjedene er kortere, mobiliteten øker og K_d mellom sediment og bunnvannet synker (Nguyen et al., 2020). Det ble observert mest av PFPeA, etterfulgt av PFOA og PFOS i vannfasen. PFPeA ble observert med lave konsentrasjoner i sediment, og ble ikke detektert i torskelever. Dette kan forklares av den kortere alkylkjedelengden til PFPeA på 5C, med kun 4 florerte karboner (Vedlegg 15). Både PFOA og PFOS ble funnet i sediment og torskelever, men PFOA ble funnet i mindre grad sammenlignet med andre forbindelser. Den økte konsentrasjonen av PFOA kan også forklares av alkylkjedelengde, med tanke på at det kun er 7 karbonatomer som er florerte (Ahrens & Bundschuh, 2014). Både PFOS og PFOA er samtidig ofte assosiert med partikler i vannfasen, og sedimenter, på grunn av alkylkjedelengde (Chen et al., 2015; Munoz et al., 2019; Shiu et al., 2023). PFAS-forbindelsenes fordeling mellom løst fraksjon og partikkelbundet fraksjon i vannfasen ble ikke undersøkt. Dette ble vurdert til å være for usikkert med hensyn til forurensing fra, og adsorpsjon av evt. PFAS til filtrerings utstyret. Studier gjort av PFAS i vannfasen ved utløp til kystsone, viser at ved økende salinitet øker også PFAS sin assosiasjon til sedimenter (Ahmed et al., 2020; Shiu et al., 2023; Yin et al., 2022). Dette samsvarer med den lave konsentrasjonen i bunnvannet (ng/kg) som ble målt, sammenlignet med sediment (ng/g). Kortkjedede PFAS, som PFHxS, har blitt vist å ha kortere halveringstid i karpefisk enn lengde PFAS-forbindelser som PFOS, på grunn av større grad av eliminering både via urin og gjeller (Zhong et al., 2019). Dette kan forklare hvorfor de kortkjedede PFAS-forbindelsene ikke ble funnet igjen i torskeleveren.

Større alkylkjedelengde har blitt vist å forklare assosiasjon til sediment, og akkumulering (Munoz et al., 2019). De lengre PFAA forbindelsene ble funnet igjen i sedimentene i større grad enn bunnvann, og er nok i hovedsak basert på hydrofobe interaksjoner med sedimentene og organisk materiale (Campbell, 2022), da pH i sjøvann er rundt 8 som indikerer en negativ overflateladning i sedimentene (Nguyen et al., 2020). Dette er overførbart til at PFOS, PFUnDA og PFDoDA ble observert mest i gjennomsnitt for sedimentene over alle sonene (Figur 3.3.1.3.). Det var derimot PFDS, PFTeDA, PFDoDA og PFTrDA som hadde signifikant sammenheng med LOI i sedimentene fra Oslofjorden (Figur 3.3.3.1.). Disse fire PFAS-forbindelsene har alle alkylkjeder $\geq 10C$, som assosieres med stor grad av sorpsjon til sediment (Munoz et al., 2019) spesielt med sedimenter med høyt innhold av organisk materiale (Chen et al., 2015; Nguyen et al., 2020). Samtidig er det flere studier som har sett at det er flere egenskaper enn organisk materiale som påvirker sorpsjon av PFAAer, hvor silt og leirinnholdet har en positiv relasjon med adsorpsjon. Det er også vist i både laboratorie- og feltundersøkelser at variasjon i PFOS konsentrasjoner alene ikke kan forklares av organisk materiale (Li et al., 2018), noe som kan underbygge PFOS sitt ikke-signifikante forhold med LOI. For alle prøvepunktene i Bærumsbassenget er sediment forholdene karakterisert (*Kystverkets kart*; NGU, 2016) som slam (leir:silt forhold fra 1:2 til 2:1, og leir + silt >90 %, sand <10 %, grus <2 %), og alle prøvepunktene for Ostøya og Ildjernet er også karakterisert som slam, med unntak av I2 og O2 som er karakterisert som grus- og sandholdig slam (sand:silt + leir forhold fra 1:9 til 1:1, grus 2-30 %). Denne sedimentklassen gjelder også for prøvepunktene for Drøbaksonen, med unntak av D3 lengst sør for Håøya, med bunnsediment karakterisert som slamholdig sandholdig grus (grus 30-80 %, sand: (silt+leire)-forhold fra 1:1 til 9:1). Økende LOI, og reduserende, er ofte positivt assosiert med mindre kornstørrelse av silt og leire (Virtasalo et al., 2005), som også ser ut til å være tilfellet for disse prøvepunktene. Til tross for sediment karakteristikk fordelingen, kan det se ut til at alkylengde er det som avgjør fordelingen av PFAS-forbindelsene, da K_d for PFAAene som ble detektert både i sediment og bunnvann var lavest for PFPeA, intermediær for PFOA, og høyere for PFOS og PFNA (Nguyen et al., 2020).

PFOS ble målt høyest i torskelever, etterfulgt av PFUnDA, PFTrDA, PFDoDA og PFDA. Dette samsvarte mye med en tidligere studie gjennomført av 'Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning', nåværende Havforskningsinstituttet, av PFAS i torsk fra fjorder i Norge hvor de høyeste målingene av PFOS ble gjort i nærheten av Oslofjorden ved Kragerø (Valdersnes et al., 2017). PFOS har også blitt vist å være den dominerende PFAS-forbindelsen i torsk siden 80-tallet i Østersjøen. Her ble også PFUnDA, PFDA og PFDoDA over tid funnet for over 50 % av prøvene, hvor trenden for samtlige var økende (Schultes et al., 2020). Disse ble også detektert i prøvene fra Oslofjorden. PFTrDA som ble målt til PFASen med tredje høyest gjennomsnitt på tvers av sonene i Oslofjorden, har også blitt målt høyt for noen individer i andre fjorder i Norge (Valdersnes et al.,

2017). PFOS ble målt over EQS verdi (9.1 ng/g våtvekt, Vedlegg 35) for Drøbaksonen, med den høyeste verdien målt til 14,94 ng/g våtvekt (Vanndirektivet, 2018). Sammenlignet med fjordstudien fra Norge, var det også overveiende fjorder i Sør-Norge som hadde høyere gjennomsnitt enn EQS PFOS. Videre ble gjennomsnittet av PFTrDA og PFDoDA for alle sonene i Oslofjorden målt lavere i forhold til gjennomsnittet fra undersøkelsen av Valdersnes et al., 2017 mens PFDA ble målt høyere for Drøbaksonen (Valdersnes et al., 2017). PFUnDA fulgte samme trend som sett i studien fra Østersjøen (Schultes et al., 2020). De siste undersøkelsene fra MILKYS overvåkingen har også vist overskridelse av EQS i sediment for PFOS, men for torsk var prioriterte PFAS under EQS, og kunne klassifiseres som god tilstand (Arvnes, 2019), og det har vært en synkende trend for PFOS i torsk i indre Oslofjord og langs norskekysten siden 2012, med unntak av Isfjorden ved Svalbard (Schøyen et al., 2024). Den relativt høye konsentrasjonen av PFOS i alle prøvetypene i denne undersøkelsen, samt funn av PFOA, indikerer imidlertid tilstedeværelse av persistente forbindelser som har blitt forbudt å bruke (Stockholm-konvensjonen, 2001; UNEP, 2009; UNEP, 2019).

PFAS-forbindelsene som ble målt i sedimentene, ble i stor grad gjenfunnet i torskeleveren, hvor alle PFASene funnet i torskelever også var til stede i sediment målingene (Figur 3.3.1.5. og Figur 3.3.1.3.). Det var også positiv korrelasjon mellom konsentrasjon av flere av forbindelser på tvers av prøvetypene (Figur 3.3.2.1.), som indikerer en sammenheng mellom sediment konsentrasjon av PFAS, alkylkjedelengde og akkumulering i torsken (Munoz et al., 2019). Alkylkjedelengde reflekteres også i egenskaper til bioakkumulering i torskeleveren, med økende bioakkumulering med økende alkylkjede $>8C$, som også er beskrevet i tidligere litteratur (Martin et al., 2003a; Martin et al., 2003b). PFOS dominerte blant PFAS-forbindelsene i torskelever (Vedlegg 15), som kan forklares av stor konsentrasjonsforskjell i miljøkonsentrasjon og at PFOS har en alkylkjede med åtte fluorerte karbonatomer (Ahrens & Bundschuh, 2014). Generelt var PFAS konsentrasjonene i torsken høyere enn i sediment, som også kom frem av BSAF forholdet for samtlige PFAS-forbindelser i torskeleveren ($BSAF \geq 1$). PFTrDA og PFOS hadde størst forholdstall, hvor begge har fluorerte alkylkjeder $>8C$. PFOA hadde lavest BSAF, muligens på grunn av lav konsentrasjon i sediment, men også større grad av utskillelse på grunn av at PFOA kun har 7 fluorerte karbonatomer (Ahrens & Bundschuh, 2014). BSAF har blitt vist å indikere bentisk assosiert næringsopptak i ferskvannsmiljøer. PFASene med $BSAF > 20$ for Oslofjorden, samsvarte med de høyere BSAFene observert i en studie av lever/sediment forholdet for ferskvannsfisk fra områder i Tyrifjorden (Langberg et al., 2020). PFOA, og hadde et lavere forholdstall på 3, og der har blitt observert i flere studier at PFOA akkumulerer i mindre grad enn PFOS, også på tvers av trofiske nivåer, og har en kortere halveringstid i fiskelever (Ahrens & Bundschuh, 2014; Langberg et al., 2019; Martin et al., 2003a). Relasjonene mellom målingene i torskelever og PFAS målt i miljøet bærer med seg en usikkerhet på grunn av ulike prøvetidspunkt, da torskeprøvene ble samlet i november/desember og miljøprøvene ble hentet i slutten av oktober. Likevel har sesongvariasjon som innvirkning på fordeling av PFAS mellom vann,

sediment og biota vist seg å være lav, på grunn av de inerte egenskapene til forbindelsene (Munoz et al., 2019). Graden av strømming på havbunnen, vil derimot kunne påvirke mengde PFAS i bunnvann.

4.3. Gradientfordeling

Det ble forventet at det skulle være en gradient med synkende PFAS konsentrasjon i alle prøvetyper fra Bærumsbasseget til Ildjernet, med lavest konsentrasjon i Drøbak. Dette var basert på torskens stedegenhet (Bøe, 2013; Ilestad, 2012) og Bærumsbassengets terskelinnramming, samt at bassenget er resipient for Sandvikselva med brannøvingsområde oppstrøms, og den tidligere flyplassen på Fornebu. Det ble derimot ikke observert noen slik tydelig gradient, da den indre gradienten kun ble funnet igjen for summen av PFAS gjennomsnitt i sediment for den indre gradienten, men hvor prøvene fra Drøbak/Håøya ikke var lavere som antatt. Det ble observert ulike konsentrasjoner og forbindelser av PFAA for de ulike prøvetyper med hensyn på sone, som forventet. Drøbak hadde høyest gjennomsnitt av PFOS i både sediment, bunnvann og torskelever, og Ostøya hadde tilsvarende høyest gjennomsnitt for den indre gradienten. Samtidig hadde sedimentprøven nærmest rusesonene ved Drøbak (D1), en av de laveste målingene av PFOS. Dette var som forventet, og antakeligvis tilfellet da prøven som tidligere nevnt hovedsakelig bestod av sand og grus med lite organisk materiale (Ahmed et al., 2020; Campbell, 2022; Newman, 2020; Nguyen et al., 2020). I bunnvannsmålingene fulgte PFOS målingene derimot den antatte gradienten. Dette kan ha en sammenheng med partikkelbelastningen i vannet i Bærumsbassenget (Chen et al., 2015; Munoz et al., 2019; Shiu et al., 2023). Alle sonene ble målt til moderat nivå ift. grenseverdien for PFOS i sediment, tilsvarende kroniske effekter ved langtidseksponering (Vanndirektivet, 2018). Det samme var tilfellet for PFOS og PFOA i bunnvann. BCF av PFOS for Drøbaksonen var >100, som ifølge vanndirektivet, 2018, er grunnlag for overvåkning. BSAF var høyest for Drøbaksonen for alle PFAS-forbindelsene (BSAF >100), og samsvarte med de høyere målingene observert i den tidligere nevnte studien fra Tyrifjorden (Langberg et al., 2020) og regresjonsanalysen (Figur 3.3.2.1.). Samtidig ble kun prøvepunkt D3 inkludert i BSAF beregninger for Drøbaksonen. Derfor kan den store endringen i BSAF mellom sonene indikere at dette prøvepunktet er mindre representativt. Akkumuleringsfaktoren for PFOS og PFOA fulgte den foreslåtte hypotesen om minkende konsentrasjon fra Bærumsbassenget til Ildjernet. Dette kan ha en sammenheng med de tidligere målingene av PFOS i sedimentene utenfor Fornebu (Miljødirektoratet, 2016; Slinde et al., 2021a; Slinde et al., 2021b), men kan også skyldes tilsig fra Sandvikselva med et brannøvingsanlegg hvor det ble oppdaget rester av eldre typer av AFFF, som inneholder PFOS (Miranda et al., 2024; Zakariassen, 2022). PFOS konsentrasjonen for torsk i forsonene i den indre gradient hadde samtidig et gjennomsnitt som var på rundt 5 ng/g våtvekt lever, som er under grenseverdien for fisk (Vanndirektivet, 2018).

Fra PCA analysen av PFAS konsentrasjonen i sediment og torskelever, var det tydelig at noen individer fanget ved Drøbak skilte seg ut med høyere PFAS konsentrasjoner, med hensyn på Drøbak punktene og positive korrelasjon med PFAS-forbindelsene (Figur 3.3.2.2.). Det så ut til at PFAS-forbindelsene i torsk og overflatesediment grupperte seg på bakgrunn av alkylkjedelengde, med enten >10C eller <10C. Dette kan skyldes de ulike egenskapene fra alkylkjedelengde med hensyn på akkumulering, halveringstid og assosiasjon til absorpsjon til organisk materiale i sediment (Ahrens & Bundschuh, 2014; Martin et al., 2003b; Åkerblom et al., 2017). PFDoDA bidro mest til variasjonen observert i dataene, av PFAS-forbindelsene, og korrelerte med trenden for en del av prøvene fra Bærumsbassenget og torskeleverprøvene fra Ildjernet og Drøbak. Dette samsvarer med de relativt jevne gjennomsnittene for disse sonene for PFDoDA hvor Ildjernet hadde størst gjennomsnittskonsentrasjon (Figur 3.3.1.6.). Utbredelsestrenden av PFAS >10C alkylkjede har blitt observert for fisk i tidligere studier, hvor det ble indikert at det ikke var noen punkt kilde (Åkerblom et al., 2017). Hovedsakelig var det lave konsentrasjoner av PFAS-forbindelsene for mange sediment- og torskeleverprøver (Figur 3.3.1.6.), som vises i PCA-plottet da de fleste observasjonene har en svakt negativ sammenheng med PFAS-forbindelsene. En del av torskeprøvene fra Drøbak hadde en positiv assosiasjon med PFAS-forbindelsene, som kan indikerer høyere konsentrasjon. Noen av torskeindividen fra Drøbak hadde PFAS konsentrasjon mer assosiert med PFTrDA, mens andre hadde mer positiv assosiasjon med PFOS, PFNA eller PFUnDA. Dette viser at noen torskeindivider fra Drøbak bidrar med høyere PFAS konsentrasjoner for Drøbaksone, og at hypotesen om en gradient (Hypotese 2), igjen ikke er tilfellet.

4.4. Kilder til PFAS funnene

Det er trolig ikke en enkelt punktkilde som kan forklare at konsentrasjonen av PFAS var høyere i Drøbak, spesielt med hensyn på PFOS. Forskning på produksjon av PFAS startet på 1930-tallet, og var viktig i våpenproduksjon i forbindelse med andre verdenskrig (Renfrew & Pearson, 2021). Derfor kan en mulig kilde tenkes å være krigsskipet Blücher, som ligger på fjordbunnen sørøst for Askholmene på østsiden av Håøya, da ammunisjon til skipet fremdeles ligger i vraket (Bowen, 2024; Christensen Carsten, 2023). Oscarsborg som sådan, med hensyn på ammunisjonsbruk og mulig bruk av AFFF kan også være en mulig kilde. Dette er kun spekulasjoner, da det ikke har blitt gjennomført undersøkelser av PFAS i forbindelse med vraket eller festningen. PFAS blir fremdeles brukt i ammunisjon (Glüge et al., 2020; Koban & Pfluger, 2023). På bakgrunn av dette, kan en annen mulig kilde til PFAS være utslipp fra sprengstoffabrikk ved Sætre i indre Oslofjord, men dette ble ikke kommentert i NIVAs økologiske undersøkelser fra 2024 (Borgersen et al., 2025). Som tidligere nevnt er utslipp fra kommunale avløpsanlegg og avrenning viktige kilder til PFAS i akvatiske miljøer (Dong et al., 2020; Murakami et al., 2009). Indre Oslofjord har høy resipient belastning fra vannrenseanlegg på bakgrunn

av befolkningstettheten og Drøbak-terskelen. PFAS med kortere alkylkjeder (Vedlegg 15) har blitt funnet i større grad i avløpsanlegg i Sverige (Fredriksson et al., 2022). Forbindelsene som ble funnet samsvarer med de tendensene som ble observert i bunnvannet (Vedlegg 15). Indre Oslofjord som semi-avgrenset resipient kan forklare de høyere PFAS konsentrasjonene ved prøvepunktet D1, nord for Håøya. Håøyas plassering kan skape brytning i vannstrømmen ut fra indre Oslofjord, som kan forårsake PFAS-forbindelsene til å sedimenteres på grunn av lavere vannhastighet. Innstrømning, og generell resuspendering av PFAS fra bunntåling i Oslofjorden kan også være en mulig generell kilde (Bradshaw et al., 2012). Samtidig regnes PFAS som permanent tilstedeværende i akvatiske miljøer (Ahrens & Bundschuh, 2014), på grunn av deres persistens og at kildene også kan være fra andre PFAS-forbindelser som har blitt transformert i miljøet (Buck et al., 2011). Dette gjør det til en viss grad vanskelig å beskrive spesifikke kilder til konsentrasjonene i Oslofjorden da det antakelig er et sammensatt tilførselsbilde bestående av noen av de øvrige nevnte lokale kildene, hvor flere andre antakelig ikke er beskrevet her, i tillegg til at langtransport kontinuerlig tilfører bakgrunns konsentrasjoner. Overskridelsen av EQS i prøvetypene, understreker samtidig at PFAS som forurensing i Oslofjorden ikke er uten betydning, og at til tross for forbud mot bruk av PFOS (EU, 2011), så utgjør fremdeles forbindelsen en risiko antakelig på grunn av persistens. Dette ble ikke observert for PFOA, som også er under lignende forbud (EU, 2017). Det kan være av interesse å fokusere på rensings- og remedieringstiltak i f.eks. avløpsrenseanlegg, parallelt med arbeidet mot enda strengere regulering av PFAS-stoffgruppen. og i f.eks. avløpsrenseanlegg, grønn infrastruktur og regnbed. Dette kan i tillegg til å forhindre utslipp til fjorden, også fungere som en «sink» til PFAS tilførsel til kretsløpet (Das et al., 2024). Behovet for rensingstiltak i fremtiden vil øke, da det er antatt at befolkningen tilknyttet kystkommunene til Oslofjorden vil stige til 2 millioner innen 2050 (Givskud, 2023). Dersom bruk av PFAS-produkter fortsetter, vil forurensingsbelastningen øke.

4.5. Torskens tilstand

Kartet over fangstpunkter (Figur 2.2.1.) viser hvor liten andel av ruse- og tegne innsatsen, som ga torskefangst. Dette i seg selv gir en indikasjon på hvor lite torsk det er i fjorden, som var forventet med hensyn på den kjente populasjonsnedgangen (Haugen et al., 2024; Knutsen et al., 2022), og underbygger fiskeforbudet for indre Oslofjord (Fiskeridepartementet, 2019). Samtidig kan dette begrunne et utvidet totalforbud mot fiske i indre Oslofjord. Til tross for lav prøvesamling per sone, vil det her bli forsøkt å beskrive tendensene for de ulike sonene og gjøre sammenligning mellom dataene og andre studier.

Med hensyn til de kontinuerlige undersøkelsene av K-faktor siden 2019 i de samme sonene som undersøkt i denne oppgaven (Haugen et al., 2024), var resultatene for sonefordelingen av torskens

kondisjon (Figur 3.1.1.) som forventet med høyest (median og gjennomsnitt) faktor for Drøbak (sør for Håøya). Bærumsbasseng hadde laveste K-faktor for de indre sonene på under grensen for sultet torsk på $0,8 \pm 0,1$ i 2022 (Haugen et al., 2009; Haugen et al., 2024), som var lavere enn det observerte gjennomsnittet og medianen fra denne undersøkelsen på over 0,8. Ildjernet hadde også gjennomsnitt og median på ca. 0,84, som var høyeste K-faktor for de indre sonene som forventet. Dette er likevel lavere enn K-faktoren målt i 2019 med et gjennomsnitt på nærmere 0,95, og likere målingen fra 2022 på litt over 0,8 (Haugen et al., 2024). Ostøya sonen (Figur 3.1.1.) hadde lavest gjennomsnitt og median, under 0,8 grensen. Sammenlignet 2022, da sonen derimot hadde den høyeste K-faktoren på over 0,9 i 2022 (Haugen et al., 2024). En er ikke en K-faktor på 0,8 en direkte indikasjon på god tilstand for torsk, da dette forholdet kan variere gjennom sesongen (Mello & Rose, 2005). Overordnet sett var denne undersøkelsens K-faktor for alle sonene noe lavere enn målingene fra 2022, da ingen av sonene hadde K-faktor over 0,9. Kondisjonsfaktorene samsvarer med trenden for kondisjonsmålingene fra 2020 for den indre gradienten, men er motsatt av den nyeste registreringen i 2023. Denne oppgaven baserer seg på torsk < 40 cm, som sjeldent har blitt studert på denne måten før, og det tas forbehold om at direkte sammenligninger mellom kondisjonsfaktorene beskrevet i Haugen. Et al.2024, som hovedsakelig fokuserer på torsk > 30 cm, ikke nødvendigvis er direkte overførbart. Kontrolltorsken fra Tromsø hadde den høyeste kondisjonsfaktoren med gjennomsnitt og median over 9,5. Til tross for dette var ingen av sonene, inkludert Tromsø, over den forventede faktoren for torsk i Skagerrak på 1,1 (Haugen et al., 2024).

Den leversomatiske indeksen for sonene (Figur 3.1.1.), hadde alle gjennomsnittlig forhold som lå under en enhet på 1,0 fra indeksen for en normalfôret torsk (Haugen et al., 2009). Overraskende, hadde Tromsø kontrollen det laveste gjennomsnittet. Dette kan enten indikere at tilstanden til kontrolltorsken ikke er noe bedre enn den for Oslofjorden, men det kan også skyldes sesongvariasjoner, da LSI normal reduseres i gytesesongen. Tromsøtorsken ble fanget våren (2025), hvor LSI er estimert til å være lavest som konsekvens av energiomdistribusjon da gytesesongen er om våren. Dette er også tilfelle for kondisjonsfaktoren (Mello & Rose, 2005). Torsken fra sonene i Oslofjorden ble fanget på senhøsten/vinteren (2024), og både K-faktor og LSI skal være nær sitt høyeste nivå på høsten (Mello & Rose, 2005). Her var det en synkende gradient fra Bærumsbassenget til Ildjernet, og Drøbaksonen hadde den laveste medianen (stor spredning), dette indikerte at både Ildjernet- og Drøbaksonen hadde LSI tilsvarende sultet torsk (Haugen et al., 2009). Som sagt var det mange torsk fra Oslofjorden det var vanskelig å registrere kjønn for, og dette skyldes antakeligvis at flere av fiskene var under to år gamle, og ikke kjønnsmodne. Det presiseres samtidig at det i alle sonene, for både LSI og K-faktor, var noen individer som enten var langt under eller langt over gjennomsnitt og median.

4.6. Relasjoner mellom miljøeksponering, leverkonsentrasjon og stressresponser

På bakgrunn av modellseleksjonen for både RDA undersøkelsen for alle PFAS-ene observert i torskelerver, og lineær modell for PFOS konsentrasjon, ble hypotesen om akkumulering og biofortynnings positive relasjon med PFAS konsentrasjon avvist da det ikke var noen signifikant relasjon. Dette kan være på grunn av det lave aldersspennet og det lave antallet fisk som ble undersøkt, til tross for kjente akkumuleringsegenskaper fra annen litteratur (Martin et al., 2003a; Martin et al., 2003b). Når det gjelder biofortynningsfaktoren, så var det relativt stor variasjon observert for torsk i Østersjøen (McQueen et al., 2019), og det kan være at liten prøvestørrelse, sammen med unge individer eller for liten variasjon i aldersjustert lengde som ikke er nok grunnlag for å se effektene av biofortynning. Hypotesen om at K-faktor skulle ha liten sammenheng med PFAS konsentrasjon, stemte derimot, som vist i tidligere litteratur (Dale et al., 2020; Schultes et al., 2020; Valdersnes et al., 2017). Samtidig har det blitt observert økt kondisjonsfaktor ved eksponering PFOS konsentrasjoner hos hann-zebrafisk (*Danio rerio*) (Wang, M. et al., 2011). Det var kun PFOA som hadde en signifikant effekt, men dette var i forbindelse med aldersjustert lengde som mål på biofortynning, men det har kun blitt vist en negativ relasjon mellom PFOA og K-faktor (som også er assosiert med lengde) i Østersjøen (Schultes et al., 2020).

Stresshomonene undersøkt parallelt med PFAS konsentrasjonen i torskelerver, ga lignende utslag som PFOS målingene, med høyest gjennomsnitt av kortisol ved Drøbaksonen, samtidig som det også var stor spredning i konsentrasjonene målt for kortisol. Av masteroppgaven av Martine M. Storvestre (2025) kommer det frem at verken PFOS eller PFOA var mest egnet til å forklare kortisollnivåene i torsk (Granly, 2025). Stressrespons som mål på eksponering for miljøgifter er lite spesifikk, da det er usikkerhet knyttet til hva som er normalnivået av kortisol for torsk. En økt mengde kortisol beskriver heller ikke hva det er en respons på, og det er mange miljøgifter som kan utløse stresshormonproduksjon i fisk, eksempelvis bly og arsen (Thang et al., 2017). Likevel har det blitt gjennomført lignende undersøkelser av PFAS-konsentrasjon i fisk sin sammenheng med kortisollmålinger fra halefinne, hvor det ble sett artsspesifikke sammenhenger med økte nivåer (Schumann et al., 2024). En sikrere metode som kan gjøres parallelt, for å undersøke for eksponering av PFAS er å se på responsen av biomarkører involvert i f.eks. lipidmetabolisme, som PPAR α , oksidativt stress, som antioksidanter eller andre indikatorer på endring i homeostase i lever relatert til fysiologiske effekter av PFAS (Dale et al., 2020).

Til tross for at K-faktor ikke hadde noen markant signifikant sammenheng med hverken PFAS konsentrasjoner eller målte stresshormoner, er det kjent fra studier i Østersjøen at torskens kondisjon, og andre organosomatiske indekser, kan ha en sammenheng med vitamin-B12 (cobalamin) og B1 (tiamin) mangel. Dette har blitt vist å være en konsekvens av reduksjon i essensiell syntese av vitaminene i

mikrober, og er forårsaket av anoksisk omveltning av bentiske mikrobefunn fra økt tilførsel av organisk materiale og næringsstoffer (Engelhardt et al., 2020; Pettersen et al., 2022; Qin et al., 2017; van de Velde et al., 2020). Tiamin- og cobalaminmangel gjenstår fremdeles å undersøke videre for torskebestanden i indre Oslofjord, men det har blitt funnet en svak sammenheng i endring av mikrobefunn og K-faktor for den indre gradienten fra Bærumsbassenget til Ildjernet (Andersen, 2024). I en multistressorstudie fra Østersjøen ble det funnet en sterk positiv korrelasjon mellom PFUnDA konsentrasjon og tiamin målinger i flyndre (*Platichthys flesus*), uten noen direkte forklaring av sammenhengen (Dahlgren et al., 2022). Det ble vist til at PFAS, og tiaminkonsentrasjonen hadde signifikante relasjoner med biomarkører knyttet til avgiftingsprosesser i leveren, leverfunksjoner, blodvariabler og immunsystemet med indikasjon på cocktaileffekter, men om det er snakk om additive eller synergistiske effekter gjenstår å undersøke. Både tiaminmangel og PFAA akkumulering påvirker fett-, karbohydrat- og aminosyre metabolisme, hvor begge blant annet kan føre til høyere dødelighet ved tidligere livsstadier. (Dale et al., 2020; Harder et al., 2018; Söderström et al., 2022). I studien av Dale et al., 2020 ble dette observert for vann eksponering med over 50 ganger høyere PFOS konsentrasjon enn gjennomsnittet observert for torskelever ved Drøbaksonen. Dette kan legges til grunn for at mulig tiaminmangel burde bli undersøkt for torsken i indre Oslofjord.

LSI hadde derimot en signifikant sammenheng på alle PFAS-forbindelsene som ble målt, unntatt PFOA (Figur 3.3.3.3.), som støtter hypotesen med en negativ korrelasjon mellom redusert LSI og PFAS konsentrasjon (Dale et al., 2020; Schultes et al., 2020; Valdersnes et al., 2017). Dette beskrives både i RDA modellseleksjonen, PFOS-analysene med PCA-analysene og den lineære modellseleksjonen. Som tidligere beskrevet kan PFOS-konsentrasjon ha en sammenheng med endring i metabolsk aktivitet i leveren, med blant annet økt katabolisme med fettsyredegradering vist med økt aktivitet fra enzymer involvert i β -oksidasjon (Dale et al., 2020). Dette forsøket er relativt overførbart til observasjonene gjort for Oslofjorden da fisken i forsøket av Dale et al. 2020 ble gjennomført på 18 måneder. En negativ korrelasjon mellom LSI og PFAS har også blitt observert for PFOA, PFDoDA, PFNA, PFDA og PFUnDA for torskelever undersøkt fra Østersjøen (Schultes et al., 2020). Dette indikerer at flere PFAS kan ha en kronisk effekt på torsk, at det trengs grenseverdier for flere PFAS-forbindelser i fisk, enn bare PFOA og PFOS (Vedlegg 35), og at strengere regulering for PFAS som stoffgruppe, som nå behandles (ECHA, 2021), kan være av betydning. Til tross for at målingene for PFOS i den indre gradienten var under EQS toksiskeffekt grense for fisk, med en gjennomsnittskonsentrasjon ≈ 5 ng/g våtvekt torskelever, har det i kontrollerte studier av zebrafisk (*D. rerio*) blitt vist at også lave PFOS eksponering over tid kan gi tilsvarende kroniske effekter som forstyrret lipidmetabolisme (Cheng et al., 2016). Forstyrrelse av immunsystemfunksjoner i lever har også blitt observert ved lavere eksponering av PFOS, og levercelleskader. Leverprøvene fra indre Oslofjord som ble lagret på formalin kan derfor være nyttige for å undersøke skader i mikrostrukturen i levervevet (Guo et al., 2019). Samtidig kan LSI som stressrespons også være forårsaket av andre

faktorer i miljøet, som andre miljøgifter eller redusert næringsopptak (Haugen et al., 2009; Haugen et al., 2024; Martínez et al., 2003; Schultes et al., 2020). Med hensyn på sammenhengen mellom LSI og PFAS konsentrasjon, kan det i videre undersøkelser være nyttig å undersøke biomarkører som lipid katalyserende enzymer, og fettprosent i lever i den forbindelse for å undersøke om det er denne effekten som reduserer LSI. Fettprosenten er også nyttig i forbindelse med mer målrettet beregning av BSAF.

RDA modellen som forklarte mest av PFAS-sammensetningen i torsk, ble mest effektivt forklart med LSI og PFAS-konsentrasjonene i sediment PFAS (Figur 3.3.3.2.). Her var forholdet negativ korrelert med LSI, som indikert av korrelasjonsplottet (Figur 3.3.3.3.), og positivt korrelert med sediment konsentrasjonene av PFAS med PC2 som indikerer positiv assosiasjon mellom PFAS i sediment og i torskelever. De samme forklaringsvariablene ble også støttet som de viktigste prediktorene i modellen med kun PFOS. Her viste PFOS-konsentrasjonene i sediment seg å ha motsatt effekt på å predikere PFOS konsentrasjon i torsk, det vil si at lite PFOS i sedimentene predikerte mye i torskelever (Figur 3.3.4.2.). Dette var tilfelle for prediksjonsplottet når det kun var prøvepunktet D3 som ble inkludert i modellen, med hensyn til antakelsen om torskens stedegenhet og fangstsone (Haugen et al., 2024). Når alle prøvepunkt målingene av PFOS i sediment ble tatt hensyn til, ble modellen helt motsatt, hvor det ble en positiv assosiasjon av PFOS i sediment som prediksjon på økende PFOS mengder i torskelever (Vedlegg 34). Dette resultatet samsvarer med tidligere studier av PFOS akkumulering og BSAF (Ahrens & Bundschuh, 2014; Dale et al., 2020; Valdersnes et al., 2017).

Med hensyn til modell hvor PFOS konsentrasjonen i torskelever forklares av PFOS konsentrasjon i sediment og LSI (Vedlegg 32, Figur 3.3.4.2), ble høy konsentrasjon i lever forklart av lav konsentrasjon i sediment, til tross for tidligere studier som har vist opptak fra sedimenter via næringskjeden (Martin et al., 2004). Samtidig må egenskapene til sedimentene som er inkludert i modellen tas i betraktning, da det som tidligere nevnt er sand og grus som utgjør løsmassene ved prøvepunkt D3 sør for Håøya. Dette kan sees i sammenheng med at flere av torskene som ble fanget ved Drøbaksonen hadde høyere PFAS konsentrasjon enn i sediment (Figur 3.3.1.6.), og fremsetter spørsmålet om alle individene har så stasjonær atferd som antatt (Haugen et al., 2024), eller om noen av de vandrer i større grad. Kan deler av individvariasjonen i PFOS konsentrasjon i leveren for torsk fra Drøbak-sonen være en konsekvens av ulik habitatutnyttelse mellom individene? Tidligere har det blitt beskrevet ulike grupperinger i nettopp habitatutnyttelse, vandring og bruk av vannsøyla av torsken i indre Oslofjord (Bøe, 2013). Spørsmålet om torsken i Oslofjorden kun består av økotypen fjord-økotypen av torsk, eller om det er innslag at torsk som vandrer mer som Nordsjø-økotypen, gjør seg derfor også gjeldende (Knutsen, H. et al., 2018). Dette kan undersøkes ved hjelp av genetiske analyser, noe vi kan gjøre for individene som er involvert i denne studien da det ble tatt vare på vev til DNA-ekstraksjon. En økotoxikologisk studie fra Bodø flyplass fra 2019, indikerte at individer med

høyere konsentrasjon av PFOS, antakelig bevegde seg fra områder med høyere konsentrasjoner til områder med lavere konsentrasjoner før de ble fanget (Langberg et al., 2019).

5. Konklusjon

På bakgrunn av resultatene ble Hypotese 1 kun bekreftet for PFAS konsentrasjon i torskelever og overflatesediment, da det ble funnet en positiv assosiasjon. Videre ble Hypotese 2 forkastet, da det ikke ble funnet en signifikant gradient trend generelt for PFAS konsentrasjonene, kun sporadisk, og det overordnet sett var høyest PFAS konsentrasjoner målt fra Drøbaksonen. Assosiasjonen mellom organisk materiale og konsentrasjonen av PFAS-forbindelser i overflatesedimentene var ikke entydig positiv, da noen PFAS-forbindelser viste en negativ assosiasjon. Dermed ble også Hypotese 3 delvis forkastet for flere PFAS. Dette var også tilfellet for Hypotese 4, da det ikke ble funnet noen signifikant sammenheng mellom alder og PFAS-konsentrasjon. Hypotese 5 ble derimot bekreftet, da det var en signifikant negativ relasjon mellom LSI og PFAS-konsentrasjon for majoriteten av PFAS-forbindelser, og det i liten grad var noen signifikant relasjon mellom K-faktor og PFAS-konsentrasjon.

Forholdet mellom PFAS-forbindelsene og deres konsentrasjon i torsk, var i delvis overensstemmelse med det som ble funnet i miljøet. Spesielt var det god overensstemmelse mellom sediment og torsk hvor PFAS fordelingen og konsentrasjonen i overflatesedimentene samsvarte i størst grad med dem funnet i torsk, hvor alle forbindelser observert i torsk ble gjenfunnet i sediment med PFOS og PFUnDA som mest observerte for begge. I begge disse prøvetypene var det PFAS med alkylkjeder >8C som dominerte, som indikerte at større karbonkjedelegde innvirker på sorpsjon i overflatesedimentene og akkumulering i torskelever. Med unntak av PFOS, var det i mindre grad samsvar mellom torsk og bunnvann, da flere PFAS i bunnvann hadde kortere alkylkjeder og var derfor mer vannløselige og i mindre grad opphopende i levervevet i torsken.

Med hensyn på miljøeksponeringen antyder PFAS funnene i torsken, sammen med BCF og BSAF verdiene for indre Oslofjord, at det i størst grad skjer opptak og oppkonsentrasjon av PFAS fra overflatesedimenter. Dette skjer antakelig i sammenheng med opptak fra næringskjedetransport. Derfor vil det videre være av interesse å undersøke næringskjeden med isotopanalyse ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ og $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratioer) av primærprodusent og konsument lavere i næringskjeden til torsken, sammen med innholdet av PFAS i disse diettorganismene, for å forklare transporten av PFAS i miljøet til PFAS i torsk. På bakgrunn av dette vil også biomagnifiseringsfaktor for PFAS-forbindelser kunne undersøkes.

Det ble ikke funnet en entydig gradient i PFAS konsentrasjon, som forkastet hypotesen om synkende PFAS-konsentrasjon fra Bærumsbassenget>Ostøya>ildjernet>Drøbak. Det var heller ingen signifikant

positiv sammenheng mellom andelen organisk materiale i sediment, som var høyest for Bærumsbassenget, og alle PFAS-konsentrasjoner. Den forventede gradienten var kun sporadisk observert, bl.a. for BSAF beregningene for PFOS for den indre gradienten. Likevel ble de fleste PFAS-forbindelsene detektert med størst konsentrasjon i torsk fanget i sonene ved Drøbak, hvor gjennomsnittlig PFOS konsentrasjon var høyere enn EQS for fisk (9,1 µg/kg). Det var likevel flere fisk fra Drøbaksonen som hadde PFOS konsentrasjon under grenseverdien. Det var også her det var mest spredning i konsentrasjon observert over majoriteten av PFAS-forbindelser i torskelever. Med hensyn på PFOS ble det vist at sedimentkonsentrasjonen var en signifikant forklaringsvariabel for PFOS i torskelever. Økende konsentrasjon i overflatesediment forklarte derimot økende PFOS konsentrasjon i torskelever, kun dersom alle prøvepunktene i Drøbaksonen ble inkludert i prediksjonen, og ikke når kun overflatesediment nærmest der torsk ble fanget ble innlemmet i modellen. Dette kan indikere at opptak og eksponering for PFOS avhenger av torskeindividers adferd mht. habitatbruk. I denne sammenheng vil det videre være nyttig å undersøke torskens næringskjede plassering, for å få implikasjoner på om det er variasjon blant individers bentisk eller pelagisk orientering, samt å koble dette opp mot telemetristudier og genetiske analyser.

Til tross for at flere PFAS er kjent for å bioakkumulere, og ble beregnet til relativt høye BSAF og BCF, var det ingen signifikant sammenheng mellom PFAS konsentrasjoner og alder. Dette kan forklares av at det var liten variasjon i alder, kort aldersspenn fra 0-4 år samt liten prøvestørrelse. Det ble heller ikke funnet noen signifikant effekt av biofortynning av PFAS.

Gradienten av K-faktor var som forventet med hensyn på de tidligere kontinuerlige studiene fra 2019 til d.d. (Haugen et al., 2024). Samtidig fulgte ikke LSI gradienten samme trend, og var lavest for Drøbaksonen, noe som indikerer av disse to helsetilstandsmålene for fisk ikke er direkte overførbare med hverandre. Til tross for dette var alle sonegjennomsnittene under det som er å anse som sultet fisk, med lavest målinger i Drøbaksonen. Det ble vist at flere PFAS-forbindelser hadde en negativ relasjon med LSI, hvor PFOS var blant forbindelsene med signifikant forhold hvor økende konsentrasjon ble forklart av synkende LSI verdier. K-faktor hadde ikke signifikant i relasjon med PFAS-konsentrasjoner, og andre faktorer enn PFAS bør undersøkes som forklaring på de lave forholdene som observeres. Disse observasjonene var i overenstemmelse med tidligere studier. Det er derimot usikkert hvordan den kausale sammenheng mellom PFOS og LSI foregår, da årsaker til redusert LSI antakeligvis er sammensatt av flere faktorer som kan innebære effekter av flere/andre miljøgifter, torskens næringsopptak m.m. Den parallelle målingen av kortisol, som også var høyest for Drøbaksonen, er på samme måte også kun indikasjon på torskens tilstand, og er antakelig en respons på flere bakenforliggende stressorer hvor miljøgifter kun er en del av miljøbildet i indre Oslofjord. Videre undersøkelser av biomarkører og histologi fra prøvematerialet vil kunne gi større innsikt i disse observasjonene.

Resultatene viser at torsken i indre Oslofjord blir eksponert for moderate til lave konsentrasjoner av PFAA forbindelser, hvor flere tilsynelatende virker inn på stresseksposeringen av lever. De observerte responsene i torsk må sees i sammenheng med totalbelastningen fra fjorden. Det var kun overskridelsen av EQS for PFOS i fisk ved Drøbak. Til tross for dette kan de lavere gjennomsnittskonsentrasjonene av PFOS fra den indre gradienten, sammen med de andre PFAAene som ble observert med manglende grenseverdier, muligens utøve kroniske effekter på torsken i form av additive eller synergistiske cocktaileffekter med hverandre eller med andre POPer og miljøgifter (Lucas-Torres et al., 2023). Torskebestanden i indre Oslofjord, samt Oslofjorden i sin helhet, er lav, og gjør populasjonen mer sårbar for moderat eksponering av miljøgifter, ved kroniske effekter på individnivå. Dette tatt i betraktning, fremhever at en forlengelse av fiskeforbudet i indre Oslofjord vil være viktig, for å forhindre at beskatning forhindrer populasjonens mulighet til å bli mer robust som nøkkelart som kan bidra til at indre Oslofjord blir et mer habilt økosystem. Fiskeforbud fasiliteter samtidig også videre undersøkelser av hvilke faktorer som utøver belastning på torskepopulasjonen, og hvordan dette foregår. Denne kunnskapen kan bidra til mer kyndig forvaltning av både torskepopulasjonen og indre Oslofjord.

6. Bibliografi

- Ahmed, M. B., Johir, M. A. H., McLaughlan, R., Nguyen, L. N., Xu, B. & Nghiem, L. D. (2020). Per- and polyfluoroalkyl substances in soil and sediments: Occurrence, fate, remediation and future outlook. *Science of The Total Environment*, 748: 141251. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141251>.
- Ahrens, L., Barber, J. L., Xie, Z. & Ebinghaus, R. (2009). Longitudinal and Latitudinal Distribution of Perfluoroalkyl Compounds in the Surface Water of the Atlantic Ocean. *Environmental Science & Technology*, 43 (9): 3122-3127. doi: 10.1021/es803507p.
- Ahrens, L. & Bundschuh, M. (2014). Fate and effects of poly - and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. *Environ Toxicol Chem*, 33 (9): 1921-1929. doi: 10.1002/etc.2663.
- Akaike, H. (1974). A New Look at the Statistical Model Identification. I: Parzen, E., Tanabe, K. & Kitagawa, G. (red.) *Selected Papers of Hirotugu Akaike*, s. 215-222. New York, NY: Springer New York. Tilgjengelig fra: https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1694-0_16. doi: 10.1007/978-1-4612-1694-0_16.
- Alve, E., Helland, A. & Magnusson, J. (2009). Bærumsbassenget et naturlig anoksisk basseng? Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/214369>.
- Andersen, A. S. V. D. G. (2024). Gradient i torskens (*Gadus Morhua*) kondisjonsfaktor, miljøvariable og mikrobiota (med fokus på slektene *Nitrosopumilus* og *Sulfurovum*) i indre Oslofjord samt effekt av miljøvariable og mikrobiota på lengdejustert torskvekt. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/3155530>.
- Antoniou, E., Colnot, T., Zeegers, M. & Dekant, W. (2022). Immunomodulation and exposure to per- and polyfluoroalkyl substances: an overview of the current evidence from animal and human studies. *Archives of Toxicology*, 96 (8): 2261-2285. doi: 10.1007/s00204-022-03303-4.
- Armitage, J. M., MacLeod, M. & Cousins, I. T. (2009). Modeling the Global Fate and Transport of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctanoate (PFO) Emitted from Direct Sources Using a Multispecies Mass Balance Model. *Environmental Science & Technology*, 43 (4): 1134-1140. doi: 10.1021/es802900n.
- Arvnes, M. P. (2019). *Kunnskapsstatus Oslofjorden*. NR 1036 utg. M-1556: Nina, Niva, Salt, Havforskningsinstituttet. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1556/m1556.pdf>.
- Banks, R. E., Smart, B. E. & Tatlow, J. C. (1994). *Organofluorine chemistry : principles and commercial applications / edited by R.E. Banks, B.E. Smart, and J.C. Tatlow*. Topics in applied chemistry. New York: Plenum.
- Banyoi, S.-M., Porseryd, T., Larsson, J., Grahn, M. & Dinnézt, P. (2022). The effects of exposure to environmentally relevant PFAS concentrations for aquatic organisms at different consumer trophic levels: Systematic review and meta-analyses. *Environmental Pollution*, 315: 120422. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120422>.
- Barth, J. M. I., Berg, P. R., Jonsson, P. R., Bonanomi, S., Corell, H., Hemmer - Hansen, J., Jakobsen, K. S., Johannesson, K., Jorde, P. E., Knutsen, H., et al. (2017). Genome architecture enables local adaptation of Atlantic cod despite high connectivity. *Mol Ecol*, 26 (17): 4452-4466. doi: 10.1111/mec.14207.
- Barth, J. M. I., Villegas - Ríos, D., Freitas, C., Moland, E., Star, B., André, C., Knutsen, H., Bradbury, I., Dierking, J., Petereit, C., et al. (2019). Disentangling structural genomic and behavioural barriers in a sea of connectivity. *Mol Ecol*, 28 (6): 1394-1411. doi: 10.1111/mec.15010.
- Bergstad, O. A. & Knutsen, J. A. (2000). Forekomst og økologi til torsk, skrubbe, sjøørret og pelagisk fisk i Grenlandsfjordene. *FISKEN OG HAVET* Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/113353> (lest 11.12.00).

- Bergstad, O. A., Jørgensen, T., Knutsen, J. A. & Berge, J. A. (2008). Site fidelity of Atlantic cod *Gadus morhua* L. as deduced from telemetry and stable isotope studies. *Journal of fish biology*, 72 (1): 131-142. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01693.x.
- Bjotveit, I. (2004). *Bruken av PerFluorAlkylStoffer (PFAS) i produkter i Norge* Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klifst/publikasjoner/kjemikali/2031/ta2031.pdf>.
- Borgersen, G., Gitmark, J. & Norli, M. E., Anette. (2025). Tiltaksorientert overvåking i Håøyfjorden i 2024 for Chemring Nobel AS. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/3182014>.
- Bowen, D. (2024). *The Sinking of the Blücher: The battle of the Drøback Narrows April 1940* The Sinking of the Blücher: The battle of the Drøback Narrows April 1940 by G. Haarr and J. Melien Greenhill Books, 2023, £29.95 (hb) 430 pages, illustrations, bibliography, index ISBN 978178438751: by G. Haarr and J. Melien, Greenhill Books, 2023, £29.95 (hb) 430 pages, illustrations, bibliography, index, ISBN 978178438751, 110.
- Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I. J., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K. & Nilsson, H. C. (2012). Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environmental Pollution*, 170: 232-241. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.019>.
- Bryhn, A. C., Bergek, S., Bergström, U., Casini, M., Dahlgren, E., Ek, C., Hjelm, J., Königson, S., Ljungberg, P., Lundström, K., et al. (2022). Which factors can affect the productivity and dynamics of cod stocks in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak? *Ocean & Coastal Management*, 223: 106154. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106154>.
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A. & van Leeuwen, S. P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7 (4): 513-541. doi: <https://doi.org/10.1002/ieam.258>.
- Bøe, K. (2013). You are what you get caught with : inter-individual variation in coastal atlantic cod (*Gadus morhua*) behaviour. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/187061>.
- Campbell, P. G. C. (2022). *Ecotoxicology*. Cambridge: Cambridge University Press. Tilgjengelig fra: www.cambridge.org/highereducation/isbn/9781108834698. doi: 10.1017/9781108819732.
- Campo, J. n. & Picó, Y. (2023). *Mass spectrometry in food and environmental chemistry*, b. v.119. Cham, Switzerland: Springer. doi: 10.1007/978-3-031-19093-3.
- Chen, X., Zhu, L., Pan, X., Fang, S., Zhang, Y. & Yang, L. (2015). Isomeric specific partitioning behaviors of perfluoroalkyl substances in water dissolved phase, suspended particulate matters and sediments in Liao River Basin and Taihu Lake, China. *Water Research*, 80: 235-244. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.032>.
- Chen, Y., Fu, J., Ye, T., Li, X., Gao, K., Xue, Q., Lv, J., Zhang, A. & Fu, J. (2021). Occurrence, profiles, and ecotoxicity of poly- and perfluoroalkyl substances and their alternatives in global apex predators: A critical review. *Journal of Environmental Sciences*, 109: 219-236. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.036>.
- Cheng, J., Lv, S., Nie, S., Liu, J., Tong, S., Kang, N., Xiao, Y., Dong, Q., Huang, C. & Yang, D. (2016). Chronic perfluorooctane sulfonate (PFOS) exposure induces hepatic steatosis in zebrafish. *Aquat Toxicol*, 176: 45-52. doi: 10.1016/j.aquatox.2016.04.013.
- Christensen Carsten, S. (2023). The German cruiser fleet (1890-1940) and the consequences of the sinking of the heavy cruiser "Blücher III" on April 9, 1940 near Oslo. *Studia humanitatis (Moscow)*, 2.
- Consoer, D. M., Hoffman, A. D., Fitzsimmons, P. N., Kosian, P. A. & Nichols, J. W. (2016). Toxicokinetics of perfluorooctane sulfonate in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem*, 35 (3): 717-727. doi: 10.1002/etc.3230.
- Cousins, I. T., Johansson, J. H., Salter, M. E., Sha, B. & Scheringer, M. (2022). Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental Science & Technology*, 56 (16): 11172-11179. doi: 10.1021/acs.est.2c02765.

- Dahlgren, E., Näslund, J., Förlin, L., Balk, L., Asplund, L. & Lindqvist, D. (2022). A screening study of relationships among concentrations of algal toxins, PFAS, thiamine deficiency and biomarkers in the European flounder from the southern Baltic Sea. *Regional studies in marine science*, 53: 102427. doi: 10.1016/j.rsma.2022.102427.
- Dale, K., Yadetie, F., Müller, M. B., Pampanin, D. M., Gilabert, A., Zhang, X., Tairova, Z., Haarr, A., Lille-Langøy, R., Lyche, J. L., et al. (2020). Proteomics and lipidomics analyses reveal modulation of lipid metabolism by perfluoroalkyl substances in liver of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquatic Toxicology*, 227: 105590. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105590>.
- Das, R., Ananthanarasimhan, J. & Rao, L. (2024). "PFAS" Exploring the Origins, Impact, Regulations and Remediation Technologies—An Overview. *Journal of the Indian Institute of Science*. doi: 10.1007/s41745-024-00442-8.
- Dong, H., Lu, G., Yan, Z., Liu, J., Yang, H., Zhang, P., Jiang, R., Bao, X. & Nkoom, M. (2020). Distribution, sources and human risk of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in a receiving riverine environment of the Nanjing urban area, East China. *Journal of Hazardous Materials*, 381: 120911. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120911>.
- ECHA. *Candidate list of substances of very high concern for authorisation*. Tilgjengelig fra: <https://echa.europa.eu/en/candidate-list-table> (lest 25.10.2024).
- ECHA. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Restriction on the manufacture, placing on the market and use of PFASs*. Tilgjengelig fra: <https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18663449b> (lest 12.05.25).
- ECHA. (2022). *RISK PROFILE: Long-chain perfluorocarboxylic acids (PFCAs), their salts and related compounds*. Tilgjengelig fra: <https://echa.europa.eu/documents/10162/a1789968-7031-9345-0e77-7488efc9f43b> (lest 07.11.2024).
- EFSA. (2008). Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. *EFSA J*, 6 (7): 653-n/a. doi: 10.2903/j.efsa.2008.653.
- Enerstvedt, K. S., Sydnes, M. O. & Pampanin, D. M. (2017). Identification of an albumin-like protein in plasma of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and its biomarker potential for PAH contamination. *Heliyon*, 3 (8): e00367-e00367. doi: 10.1016/j.heliyon.2017.e00367.
- Engelhardt, J., Frisell, O., Gustavsson, H., Hansson, T., Sjöberg, R., Collier, T. K. & Balk, L. (2020). Severe thiamine deficiency in eastern Baltic cod (*Gadus morhua*). *PLOS ONE*, 15 (1): e0227201. doi: 10.1371/journal.pone.0227201.
- Enoksen, S. E. & Reiss, H. (2018). Diet of Norwegian coastal cod (*Gadus morhua*) studied by using citizen science. *Journal of Marine Systems*, 180: 246-254. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.06.006>.
- EPA. (2024). *Method 1633: Revision A, Analysis of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Aqueous, Solid, Biosolids, and Tissue Samples by LC-MS/MS*: United states Environmental Protection Agency. Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-12/method-1633a-december-5-2024-508-compliant.pdf> (lest 23.12.2024).
- EU. (2011). Commission Regulation (EU) No 207/2011 of 2 March 2011 amending Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council on the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards Annex XVII (Diphenylether, pentabromo derivative and PFOS). Tilgjengelig fra: <http://data.europa.eu/eli/reg/2011/207/oj>.
- EU. (2017). Commission Regulation (EU) 2017/1000 of 13 June 2017 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related substances (Text with EEA relevance.). Tilgjengelig fra: <http://data.europa.eu/eli/reg/2017/1000/oj> (lest 12.05.2025).
- European Commission. (2020). *Chemicals strategy — European Commission*. Tilgjengelig fra: https://environment.ec.europa.eu/strategy/chemicals-strategy_en (lest 25.10.2024).

- EXO3 Multiparameter Sonde. Yellow Springs Instrument (YSI Inc.). Tilgjengelig fra: <https://www.ysi.com/exo3> (lest 07.05.2025).
- Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., Smith, J. S. & Roberts, S. M. (2021). Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environ Toxicol Chem*, 40 (3): 606-630. doi: 10.1002/etc.4890.
- Filipovic, M., Berger, U. & McLachlan, M. S. (2013). Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 47 (9): 4088-4095. doi: 10.1021/es400174y.
- Fiskeridepartementet. (2019). *Forskrift om forbud mot fiske i gytefelt for torsk*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2019-03-25-321/%C2%A73#%C2%A73> (lest 17.09.24).
- Fiskeridirektoratet. *vern av kysttorsk i sør*. Tilgjengelig fra: <https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Artar/Vern-av-kysttorsk-i-soer> (lest 17.09.24).
- Fjordkatalogen. GeoNorge: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: https://norgeskart.no/geoportal/#!?zoom=6&lon=-58549.00&lat=6698183.00&wms=https:%2F%2Fkart.miljodirektoratet.no%2Fgeoserver%2Ffjordkatalogen%2Fwms&project=geonorge&layers=1002#6%252F-58549%252F6698183%252F%252Fwms%252F%252F%252Fhttps:%252F%252Fkart.miljodirektoratet.no%252Fgeoserver%252Ffjordkatalogen%252Fwms%252F%252F%252Ffjordkatalogen_grenser%252Ffjordkatalogen_omrade (lest 01.11.2024).
- Fredriksson, F., Eriksson, U., Kärrman, A. & Yeung, L. W. Y. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sludge from wastewater treatment plants in Sweden — First findings of novel fluorinated copolymers in Europe including temporal analysis. *The Science of the total environment*, 846: 157406-157406. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.157406.
- Gao, Y., Fu, J., Zeng, L., Li, A., Li, H., Zhu, N., Liu, R., Liu, A., Wang, Y. & Jiang, G. (2014). Occurrence and fate of perfluoroalkyl substances in marine sediments from the Chinese Bohai Sea, Yellow Sea, and East China Sea. *Environmental Pollution*, 194: 60-68. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.018>.
- Gao, Y., Fu, J., Meng, M., Wang, Y., Chen, B. & Jiang, G. (2015). Spatial distribution and fate of perfluoroalkyl substances in sediments from the Pearl River Estuary, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 96 (1): 226-234. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.022>.
- Gellrich, V., Stahl, T. & Knepper, T. P. (2012). Behavior of perfluorinated compounds in soils during leaching experiments. *Chemosphere*, 87 (9): 1052-1056. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.011>.
- Giesy, J. P. & Kannan, K. (2001). Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ. Sci. Technol*, 35 (7): 1339-1342. doi: 10.1021/es001834k.
- Givskud, H. (2023). *Gjennomføring av helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden: Rapport for året 2022-2023*. M-2591: Miljødirektoratet, Sekretariat for Oslofjordrådet. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/november-2023/gjennomforing-av-helhetlig-tiltaksplan-for-oslofjorden-2022-2023/> (lest 17.10.2024).
- Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X. & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22 (12): 2345-2373. doi: 10.1039/D0EM00291G.
- Golosovskaia, E., Örn, S., Ahrens, L., Chelcea, I. & Andersson, P. L. (2024). Studying mixture effects on uptake and tissue distribution of PFAS in zebrafish (*Danio rerio*) using physiologically based kinetic (PBK) modelling. *Science of The Total Environment*, 912: 168738. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168738>.
- Granly, M. S. (2025). *Vurdering av fysiologisk tilstand hos Atlantisk torsk (Gadus morhua) i Oslofjorden*.

- Guo, C., Hu, S., Cheng, P., Cheng, K., Yang, Y., Chen, G., Wang, Q., Wang, Y. & Liu, T. (2024). Speciation of perfluoroalkyl acid forms in soils and its environmental implications. *Eco-Environment & Health*. doi: <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2024.05.005>.
- Guo, J., Wu, P., Cao, J., Luo, Y., Chen, J., Wang, G., Guo, W., Wang, T. & He, X. (2019). The PFOS disturbed immunomodulatory functions via nuclear Factor- κ B signaling in liver of zebrafish (*Danio rerio*). *Fish Shellfish Immunol*, 91: 87-98. doi: 10.1016/j.fsi.2019.05.018.
- Harder, A. M., Ardren, W. R., Evans, A. N., Futia, M. H., Kraft, C. E., Marsden, J. E., Richter, C. A., Rinchard, J., Tillitt, D. E. & Christie, M. R. (2018). Thiamine deficiency in fishes: causes, consequences, and potential solutions. *Reviews in fish biology and fisheries*, 28 (4): 865-886. doi: 10.1007/s11160-018-9538-x.
- Haugen, T., Knight, C., Rosten, T., Karlsson, A. & Kristensen, T. (2009). Velferdsmessige aspekter av forrestriksjon for villfanget torsk. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/214492>.
- Haugen, T. O., Colman, J. E. & Moe, S. R. (2023). *Torsk og hummer i indre Oslofjord: Effekter av vernetiltak*. MINA fagrapport 83: Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).
- Haugen, T. O., Colman, J. E., Chavarie, L., Hove, K., Lemmens, L. & Moe, S. R. (2024). *Torsk og hummer i indre Oslofjord: Effekter av vernetiltak pr 2023*. . MINA fagrapport 99. Ås: © Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) (lest 30.09.2024).
- Hill, M. O. & Gauch, H. G., Jr. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42 (1/3): 47-58. doi: 10.1007/bf00048870.
- Hurvich, C. M. & Tsai, C.-L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, 76 (2): 297-307. doi: 10.1093/biomet/76.2.297.
- ICES, I. C. f. t. E. o. t. S. (2006). *FishMap Species Factsheet: Cod*. Tilgjengelig fra: <https://www.ices.dk/about-ICES/projects/EU-RFP/EU%20Repository/ICES%20FishMap/ICES%20FishMap%20species%20factsheet-cod.pdf> (lest 21.10.2024).
- Ilestad, A.-M., Haugen T. O., Colman J. E. (2012). Differential habitat use between adult European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and North Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the inner Oslo fjord: Influence of abiotic environment variables. Edited by J. R. McKenzie, B. Parsons, A. C. Seitz, R. K. Kopf, M. Mesa and Q. Phelps. . *Advances in Fish Tagging and Marking Techniques*. *American Fisheries Society*.: 265–288.
- Infantes, E., Crouzy, C. & Moksnes, P.-O. (2016). Seed Predation by the Shore Crab *Carcinus maenas*: A Positive Feedback Preventing Eelgrass Recovery? *PLOS ONE*, 11 (12): e0168128. doi: 10.1371/journal.pone.0168128.
- Johannessen, T. & Sollie, A. (1994). Overvåking av gruntnvannsfauna på Skagerrakkysten - historiske forandringer i fiskefauna 1919-1993, og ettervirkninger av den giftige algeoppblomstringen i mai 1988. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/113415>.
- Jones, P. D., Hu, W., De Coen, W., Newsted, J. L. & Giesy, J. P. (2003). Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (11): 2639-2649. doi: 10.1897/02-553.
- Karlsen, O. A., Sørderstrøm, S., Lille-Langøy, R., Yadetie, F., Rauch, M., Dejaegere, A., Stote, R. & Goksøyr, A. (2021). A binary mixture of PFOS and PFOA elicits a potentiating effect on the peroxisome proliferator-activated receptor alpha 1 (Ppara1) from Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Toxicology Letters*, 350: S188. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(21\)00683-4](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(21)00683-4).
- Kidd, J., Fabricatore, E. & Jackson, D. (2022). Current and future federal and state sampling guidance for per- and polyfluoroalkyl substances in environmental matrices. *Sci Total Environ*, 836 (C): 155523-155523. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.155523.
- Klima- og miljødepartementet. (2021). *Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv*. Tiltaksplan. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/7e80a758716344cbbb97adc5c7c27f18/t-1571b.pdf> (lest 18.09.24).

- Knutsen, H., Jorde, P. E., Hutchings, J. A., Hemmer - Hansen, J., Grønkjær, P., Jørgensen, K. E. M., André, C., Sodeland, M., Albretsen, J. & Olsen, E. M. (2018). Stable coexistence of genetically divergent Atlantic cod ecotypes at multiple spatial scales. *Evol Appl*, 11 (9): 1527-1539. doi: 10.1111/eva.12640.
- Knutsen, H., Espeland, S. H. & Moland, E. (2022). *EVALUERING AV TILTAK FOR VERN AV KYSTTORSK I SØR INNØRT JUNI 2019*. Tilgjengelig fra: <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-48> (lest 17.09.24).
- Knutsen, H. K., Alexander, J., Barregård, L., Bignami, M., Brüschweiler, B., Ceccatelli, S., Cottrill, B., Dinovi, M., Edler, L., Grasl - Kraupp, B., et al. (2018). Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA J*, 16 (12): e05194-n/a. doi: 10.2903/j.efsa.2018.5194.
- Koban, L. A. & Pfluger, A. R. (2023). Per - and polyfluoroalkyl substances (PFAS) exposure through munitions in the Russia-Ukraine conflict. *Integr Environ Assess Manag*, 19 (2): 376-381. doi: 10.1002/ieam.4672.
- Kolsum, I. (2011). *Diett og posisjoner i næringsnettet til torskefisk i Ullsfjord*: Universitetet i Tromsø.
- Kristensen, M. L., Olsen, E. M., Moland, E., Knutsen, H., Grønkjær, P., Koed, A., Källo, K. & Aarestrup, K. (2021). Disparate movement behavior and feeding ecology in sympatric ecotypes of Atlantic cod. *Ecol Evol*, 11 (16): 11477-11490. doi: 10.1002/ece3.7939.
- Kryvi, H. (2021). *Fiskeanatomi*. 2. utgave. utg. Bergen: Fagbokforlaget.
- Kwok, K. Y., Yamazaki, E., Yamashita, N., Taniyasu, S., Murphy, M. B., Horii, Y., Petrick, G., Kallerborn, R., Kannan, K., Murano, K., et al. (2013). Transport of Perfluoroalkyl substances (PFAS) from an arctic glacier to downstream locations: Implications for sources. *Science of The Total Environment*, 447: 46-55. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.091>.
- Kystverkets kart. Kystverkets kart. Kystverket: Asplan Viak AS. Tilgjengelig fra: <https://kart.kystverket.no/> (lest 01.11.2024).
- Langberg, H. A., Breedveld, G. D., Grønning, H. M., Kvennås, M., Jenssen, B. M. & Hale, S. E. (2019). Bioaccumulation of Fluorotelomer Sulfonates and Perfluoroalkyl Acids in Marine Organisms Living in Aqueous Film-Forming Foam Impacted Waters. *Environ. Sci. Technol*, 53 (18): 10951-10960. doi: 10.1021/acs.est.9b00927.
- Langberg, H. A., Breedveld, G. D., Slinde, G. A., Grønning, H. M., Høisæter, Å., Jartun, M., Rundberget, T., Jenssen, B. M. & Hale, S. E. (2020). Fluorinated Precursor Compounds in Sediments as a Source of Perfluorinated Alkyl Acids (PFAA) to Biota. *Environ. Sci. Technol*, 54 (20): 13077-13089. doi: 10.1021/acs.est.0c04587.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. 1 utg. Cambridge: Cambridge: Cambridge University Press. doi: 10.1017/CBO9780511615146.
- Li, K., Gao, P., Xiang, P., Zhang, X., Cui, X. & Ma, L. Q. (2017). Molecular mechanisms of PFOA-induced toxicity in animals and humans: Implications for health risks. *Environment International*, 99: 43-54. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.014>.
- Li, Y., Oliver, D. P. & Kookana, R. S. (2018). A critical analysis of published data to discern the role of soil and sediment properties in determining sorption of per and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Sci Total Environ*, 628-629: 110-120. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.167.
- Lilley, R. J. & Unsworth, R. K. F. (2014). Atlantic Cod (*Gadus morhua*) benefits from the availability of seagrass (*Zostera marina*) nursery habitat. *Global ecology and conservation*, 2: 367-377. doi: 10.1016/j.gecco.2014.10.002.
- Link, J., Bogstad, B., Sparholt, H. & Lilly, G. (2008). Trophic role of Atlantic cod in the ecosystem. *Fish and Fisheries*, 10: 58-87. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00295.x.
- Lucas-Torres, C., Caradeuc, C., Prieur, L., Djemai, H., Youssef, L., Noirez, P., Coumoul, X., Audouze, K., Giraud, N. & Bertho, G. (2023). NMR metabolomics study of chronic low-dose exposure to a cocktail of persistent organic pollutants. *NMR Biomed*, 36 (11): e5006-e5006. doi: 10.1002/nbm.5006.

- Lundsør, E., Dolven, J. K. & Haugestøl, G. L. (2018). Overvåking av Indre Oslofjord 2017, Vedleggsrapport. Tilgjengelig fra: http://www.indre-oslofjord.no/uploads/Overvking_Indre_Oslofjord_2017Norconsultgjeldende.pdf (lest 17.09.2024).
- Martin, J. W., Mabury, S. A., Solomon, K. R. & Muir, D. C. G. (2003a). Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (1): 196-204. doi: 10.1002/etc.5620220126.
- Martin, J. W., Mabury, S. A., Solomon, K. R. & Muir, D. C. G. (2003b). Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (1): 189-195. doi: 10.1002/etc.5620220125.
- Martin, J. W., Whittle, D. M., Muir, D. C. G. & Mabury, S. A. (2004). Perfluoroalkyl Contaminants in a Food Web from Lake Ontario. *Environmental Science & Technology*, 38 (20): 5379-5385. doi: 10.1021/es049331s.
- Martínez, M., Guderley, H., Dutil, J. D., Winger, P. D., He, P. & Walsh, S. J. (2003). Condition, prolonged swimming performance and muscle metabolic capacities of cod *Gadus morhua*. *J Exp Biol*, 206 (Pt 3): 503-511. doi: 10.1242/jeb.00098.
- McQueen, K., Eveson, J. P., Dolk, B., Lorenz, T., Mohr, T., Schade, F. M. & Krumme, U. (2019). Growth of cod (*Gadus morhua*) in the western Baltic Sea: estimating improved growth parameters from tag–recapture data. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 76 (8): 1326-1337. doi: 10.1139/cjfas-2018-0081.
- Mello, L. G. S. & Rose, G. A. (2005). Seasonal cycles in weight and condition in Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in relation to fisheries. *ICES journal of marine science*, 62 (5): 1006-1015. doi: 10.1016/j.icesjms.2005.03.008.
- Miljødirektoratet. (2016). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m608/m608.pdf> (lest 07.11.2024).
- Miranda, D. A., Abessa, D. M. S., Moreira, L. B., Maranhão, L. A., Oliveira, L. G., Benskin, J. P. & Leonel, J. (2024). Spatial and temporal distribution of perfluoroalkyl substances (PFAS) detected after an aqueous film forming foam (AFFF) spill. *Marine Pollution Bulletin*, 204: 116561. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116561>.
- Moland, E., Synnes, A.-E., Naustvoll, L.-J., Brandt, C. F., Norderhaug, K. M., Thormar, J., Biuw, M., Jorde, P. E., Dahle, G., Jelmert, A., et al. (2021). *KRAFTTAK FOR KYSTTORSKEN. RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2021-2*. Tilgjengelig fra: <https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=40644&03303497> (lest 18.09.24).
- Munoz, G., Budzinski, H., Babut, M., Lobry, J., Selleslagh, J., Tapie, N. & Labadie, P. (2019). Temporal variations of perfluoroalkyl substances partitioning between surface water, suspended sediment, and biota in a macrotidal estuary. *Chemosphere*, 233: 319-326. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.281>.
- Murakami, M., Shinohara, H. & Takada, H. (2009). Evaluation of wastewater and street runoff as sources of perfluorinated surfactants (PFSS). *Chemosphere*, 74 (4): 487-493. doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.10.018.
- Nedreaas, K. H., Aglen, A., Gjørseter, H., Jørstad, K. E., Knutsen, H., Smedstad, O. M., Svåsand, T. & Ågotnes, P. (2008). Kysttorskforvaltning på Vestlandet og langs Skagerrakkysten : Vurdering av status for kysttorsk på strekningen svenskegrensen–Stad med forslag om forvaltningstiltak. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/112715>.
- Newman, M. C. (2020). *Fundamentals of ecotoxicology : the science of pollution*. Fifth edition. utg.: CRC Press.
- Ng, C. A. & Hungerbühler, K. (2013). Bioconcentration of Perfluorinated Alkyl Acids: How Important Is Specific Binding? *Environmental Science & Technology*, 47 (13): 7214-7223. doi: 10.1021/es400981a.

- Ng, C. A. & Hungerbühler, K. (2014). Bioaccumulation of Perfluorinated Alkyl Acids: Observations and Models. *Environmental Science & Technology*, 48 (9): 4637-4648. doi: 10.1021/es404008g.
- NGU. (2016). *Marine bunnsedimenter, Kornstørrelse*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/Mareano/Kornstorrelse.html> og <https://dokument.geonorge.no/tegneregler/bunnsedimenter-kornst%C3%B8rrelse/21.11.2023/presentasjonsregler-marin-sedimentkornstorrelse.pdf>.
- Nguyen, T. M. H., Bräunig, J., Thompson, K., Thompson, J., Kabiri, S., Navarro, D. A., Kookana, R. S., Grimison, C., Barnes, C. M., Higgins, C. P., et al. (2020). Influences of Chemical Properties, Soil Properties, and Solution pH on Soil–Water Partitioning Coefficients of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental Science & Technology*, 54 (24): 15883-15892. doi: 10.1021/acs.est.0c05705.
- NIVA. (2019). *Dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord*. Tilgjengelig fra: <https://www.niva.no/nyheter/dypvannsfornyelse-i-indre-oslofjord> (lest 17.09.24).
- Norsk-klimaservicesenter. (2022). *Klimaprofil Oslo og Akershus*. Tilgjengelig fra: <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/oslo-og-akershus> (lest 19.09.24).
- Nybø, S. (2017). *Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand : forslag fra et ekspertråd*. Trondheim: Ekspertrådet for økologisk tilstand. Tilgjengelig fra: https://bibsys-almaprimo.hosted.exlibrisgroup.com/permalink/f/mhlma0/BIBSYS_ILS71545979970002201.
- Olsen, J. K., Hjørringgaard, H. & Pedersen, A. R. (2024). *PFAS prøvetagningsprocedurer og tests af feltudstyr For jord, grundvand, overfladevand og luft*: Miljøstyrelsen. Tilgjengelig fra: https://moreinfo.addi.dk/2.11/more_info_get.php?lokalid=137968398&attachment_type=856_a&bibliotek=870970&source_id=870970&key=4ed0e989c8f5a0368dc6.
- Olsen, R. E. & Finstad, B. (2024). *Fiskefysiologi*: NTNU, FHF. Tilgjengelig fra: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/3113208>.
- Orio, A., Heimbrand, Y. & Limburg, K. (2022). Deoxygenation impacts on Baltic Sea cod: Dramatic declines in ecosystem services of an iconic keystone predator. *Ambio*, 51 (3): 626-637. doi: 10.1007/s13280-021-01572-4.
- OSPAR. *Chemicals for Priority Action*. Tilgjengelig fra: <https://www.ospar.org/work-areas/hasec/hazardous-substances/priority-action> (lest 25.10.2024).
- OSPAR. (2023). *List of substances of possible concern - Annex to the List of Chemicals for Priority Action*. Tilgjengelig fra: <https://www.ospar.org/work-areas/hasec/hazardous-substances/possible-concern/list> (lest 25.10.2024).
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & Torres, F. (1998). Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279 (5352): 860-863. doi: doi:10.1126/science.279.5352.860.
- Paustenbach&Associates. Tilgjengelig fra: <https://paustenbachandassociates.com/services/pfoa-and-pfos/> (lest 06.05.2025).
- Pethon, P. (2019). *Aschehougs store fiskebok : artsfiske, artsbestemmelse, artsutbredelse*. Fiskebok. Oslo: Aschehoug.
- Pettersen, R., Ormaasen, I., Angell, I. L., Keeley, N. B., Lindseth, A., Snipen, L. & Rudi, K. (2022). Bimodal distribution of seafloor microbiota diversity and function are associated with marine aquaculture. *Marine Genomics*, 66: 100991. doi: <https://doi.org/10.1016/j.margen.2022.100991>.
- PFOA CSID:9180. ChemSpider: Royal society of chemistry. Tilgjengelig fra: <https://www.chemspider.com/Chemical-Structure.9180.html> (lest 21.12.2024).
- PFOS CSID:67068. ChemSpider: Royal society of chemistry. Tilgjengelig fra: <https://www.chemspider.com/Chemical-Structure.67068.html> (lest 21. 12. 2024).
- Portet, S. (2020). A primer on model selection using the Akaike Information Criterion. *Infect Dis Model*, 5: 111-128. doi: 10.1016/j.idm.2019.12.010.
- Powell, D. E., Schøyen, M., Øxnevad, S., Gerhards, R., Böhmer, T., Koerner, M., Durham, J. & Huff, D. W. (2018). Bioaccumulation and trophic transfer of cyclic volatile methylsiloxanes (cVMS) in the aquatic marine food webs of the Oslofjord, Norway. *Science of The Total Environment*, 622-623: 127-139. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.237>.

- Pozo, K., Moreira, L. B., Karaskova, P., Příbylová, P., Klánová, J., de Carvalho, M. U., Maranhão, L. A. & de Souza Abessa, D. M. (2022). Using large amounts of firefighting foams releases per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) into estuarine environments: A baseline study in Latin America. *Marine Pollution Bulletin*, 182: 113938. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113938>.
- Qin, W., Heal, K. R., Ramdasi, R., Kobelt, J. N., Martens-Habben, W., Bertagnolli, A. D., Amin, S. A., Walker, C. B., Urakawa, H., Könneke, M., et al. (2017). *Nitrosopumilus maritimus* gen. nov., sp. nov., *Nitrosopumilus cobalaminigenes* sp. nov., *Nitrosopumilus oxycloinae* sp. nov., and *Nitrosopumilus ureiphilus* sp. nov., four marine ammonia-oxidizing archaea of the phylum Thaumarchaeota. *Int J Syst Evol Microbiol*, 67 (12): 5067. doi: 10.1099/ijsem.0.002416.
- Reinikainen, J., Perkola, N., Äystö, L. & Sorvari, J. (2022). The occurrence, distribution, and risks of PFAS at AFFF-impacted sites in Finland. *Science of The Total Environment*, 829: 154237. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154237>.
- Renfrew, D. & Pearson, T. W. (2021). The Social Life of the "Forever Chemical": PFAS Pollution Legacies and Toxic Events. *Environment and Society*, 12 (1): 146-163. doi: 10.3167/ARES.2021.120109.
- Renzi, M., Guerranti, C., Giovani, A., Perra, G. & Focardi, S. E. (2013). Perfluorinated compounds: Levels, trophic web enrichments and human dietary intakes in transitional water ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 76 (1): 146-157. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.014>.
- Rosseland, B. O., Massabuau, J.-C., Grimalt, J., Hofer, R., Lackner, R., Raddum, G., Rognerud, S. & Vives, I. (2001). *The EMERGE Fish Sampling Manual for Live Fish*. Tilgjengelig fra: <https://www.mountain-lakes.org/emerge/www.mountain-lakes.org/emerge/methods/29.pdf>.
- Ruus, A., Grung, M., Bæk, K., Rundberget, T., Vogelsang, C., Beylich, B., Lund, E., Allan, I., Ribeiro, A. L., Hansen, L. & Enge, E. K. (2023). *Miljøgifter i en urban fjord, 2023*: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/forurensning-og-klimagasser/urban-fjord/> (lest 19.12.2024).
- Scharf, B., Kmieciak, J. & Viehberg, F. A. (2015). New methods for extruding and cutting of sediment cores. *Journal of paleolimnology*, 54 (4): 413-419. doi: 10.1007/s10933-015-9850-6.
- Schrenk, D., Bignami, M., Bodin, L., Chipman, J. K., del Mazo, J., Grasl - Kraupp, B., Hogstrand, C., Hoogenboom, L., Leblanc, J. C., Nebbia, C. S., et al. (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA JOURNAL*, 18 (9): e06223-n/a. doi: 10.2903/j.efsa.2020.6223.
- Schultes, L., Sandblom, O., Broeg, K., Bignert, A. & Benskin, J. P. (2020). Temporal Trends (1981 - 2013) of Per - and Polyfluoroalkyl Substances and Total Fluorine in Baltic cod (*Gadus morhua*). *Environ Toxicol Chem*, 39 (2): 300-309. doi: 10.1002/etc.4615.
- Schumann, S., Negrato, E., Piva, E., Pietropoli, E., Bonato, M., Irato, P., Marion, A., Santovito, G. & Bertotto, D. (2024). Cortisol levels reveal species-specific stress condition in fish from PFAS polluted rivers. *Chemosphere*, 363: 142925. doi: 10.1016/j.chemosphere.2024.142925.
- Schøyen, M., Grung, M., Lund, E., Hjermann, D. Ø., Ruus, A., Øxnevad, S., Christensen, G., Beylich, B., Jenssen, M. T. S., Tveiten, L. A., et al. (2024). Contaminants in coastal waters 2023. (lest 13.05.2025).
- Selkoe, K. A., Blenckner, T., Caldwell, M. R., Crowder, L. B., Erickson, A. L., Essington, T. E., Estes, J. A., Fujita, R. M., Halpern, B. S., Hunsicker, M. E., et al. (2015). Principles for managing marine ecosystems prone to tipping points. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1 (5): 1-18. doi: 10.1890/EHS14-0024.1.
- Shi, G., Xie, Y., Guo, Y. & Dai, J. (2018). 6:2 fluorotelomer sulfonamide alkylbetaine (6:2 FTAB), a novel perfluorooctane sulfonate alternative, induced developmental toxicity in zebrafish embryos. *Aquatic Toxicology*, 195: 24-32. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.002>.

- Shi, Y., Wang, J., Pan, Y. & Cai, Y. (2012). Tissue distribution of perfluorinated compounds in farmed freshwater fish and human exposure by consumption. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (4): 717-723. doi: 10.1002/etc.1758.
- Shiu, R.-F., Lee, H.-J., Hsu, H.-T. & Gong, G.-C. (2023). Suspended particulate matter-bound per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a river-coastal system: Possible correlation with transparent exopolymer particles. *Marine Pollution Bulletin*, 191: 114975. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114975>.
- Skoog, D. A., West, D. M., Holler, F. J. & Crouch, S. R. (2022). *Fundamentals of analytical chemistry*. Tenth edition, student edition. utg. Pacific Grove: Brooks/Cole.
- Slinde, G. A., Moseid, M., Størdal, I. F. & Breedveld, G. D. (2021a). Risikovurdering av sedimenter i indre Oslofjord. . *Risikovurdering (trinn 2) av sedimenter i 15 delområder i Indre Oslofjord*. Tilgjengelig fra: http://www.indre-oslofjord.no/uploads/RisikovurderingsedimenterindreOslofjord_Risikovurderingtrinn2avforurensestedesedimenteri15delomrd.pdf (lest 17.10.2024).
- Slinde, G. A., Tjønneland, M. V. & Størdal, I. (2021b). Risikovurderinger av sedimenter i indre Oslofjord. . *Datarapport for prøvetaking av sedimenter og trinn 1 risikovurdering av forurenset sediment*. Tilgjengelig fra: [http://www.indre-oslofjord.no/uploads/RisikovurderingsedimenterindreOslofjord-Datarapportforprvetakingavsedimenterogtrinn1risikovurd_\(1\).pdf](http://www.indre-oslofjord.no/uploads/RisikovurderingsedimenterindreOslofjord-Datarapportforprvetakingavsedimenterogtrinn1risikovurd_(1).pdf) (lest 17.10.2024).
- Standard Norge. (2019). *ISO 21675:2019*. Tilgjengelig fra: <https://online.standard.no/en/iso-21675-2019> (lest 24.10.2024).
- Starnes, H. M., Rock, K. D., Jackson, T. W. & Belcher, S. M. (2022). A Critical Review and Meta-Analysis of Impacts of Per- and Polyfluorinated Substances on the Brain and Behavior. *Front Toxicol*, 4: 881584. doi: 10.3389/ftox.2022.881584.
- Stefani, F., Rusconi, M., Valsecchi, S. & Marziali, L. (2014). Evolutionary ecotoxicology of perfluoroalkyl substances (PFASs) inferred from multigenerational exposure: A case study with *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae). *Aquat Toxicol*, 156: 41-51. doi: 10.1016/j.aquatox.2014.07.020.
- Steffens, S. D., Cook, E. K., Sedlak, D. L. & Alvarez-Cohen, L. (2021). Under-reporting Potential of Perfluorooctanesulfonic Acid (PFOS) under High-Ionic Strength Conditions. *Environmental Science & Technology Letters*, 8 (12): 1032-1037. doi: 10.1021/acs.estlett.1c00762.
- Stockholm-konvensjonen. (2001). *Stockholm-konvensjonen om persistente organiske forbindelser*. Stockholm. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/TRAKTAT/traktat/2001-05-22-1> (lest 25.10.2024).
- Staalstrøm, A. (2020). *Modellering av miljøtilstanden i indre Oslofjord sett i lys av utslippstillatelser og befolkningsutvikling*. NIVA-rapport;7493: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2653243> (lest 17.09.2024).
- Staalstrøm, A. (2023). *Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord Årsrapport 2022*. NIVA-rapport;7883-2023. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/3082850> (lest 17.09.24).
- Sugio, S., Kashima, A., Mochizuki, S., Noda, M. & Kobayashi, K. (1999). CRYSTAL STRUCTURE OF HUMAN SERUM ALBUMIN. doi: <https://doi.org/10.2210/pdb1BM0/pdb> (lest 21. 12. 2024).
- Søderstrøm, S., Lille-Langøy, R., Yadetie, F., Rauch, M., Milinski, A., Dejaegere, A., Stote, R. H., Goksøyr, A. & Karlsen, O. A. (2022). Agonistic and potentiating effects of perfluoroalkyl substances (PFAS) on the Atlantic cod (*Gadus morhua*) peroxisome proliferator-activated receptors (Ppars). *Environment International*, 163: 107203. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107203>.
- Thang, N. Q., Huy, B. T., Van Tan, L. & Phuong, N. T. K. (2017). Lead and Arsenic Accumulation and Its Effects on Plasma Cortisol Levels in *Oreochromis* sp. *Bull Environ Contam Toxicol*, 99 (2): 187-193. doi: 10.1007/s00128-017-2113-7.

- UNEP. (2009). SC - 4/17: Listing of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS), its salts and perfluorooctane sulfonyl fluoride (PFOSF) in Annex B of the Stockholm Convention on persistent organic pollutants.
- UNEP. (2019). List Perfluorooctanoic Acid (PFOA), its Salts and PFOA-Related Compounds in Annex A to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants with Specific Exemptions.
- UWITEC. UWITEC Single Corer Technical data sheet and prospect sheet: umwelt- und wissenschaftstechnik. Tilgjengelig fra: https://www.uwitec.at/wp-content/uploads/2021/11/Prospekt-USCxxx00_EN_WEB-1.pdf.
- Valdersnes, S., Nilsen, B. M., Breivik, J. F., Borge, A. & Maage, A. (2017). Geographical trends of PFAS in cod livers along the Norwegian coast. *PLoS One*, 12 (5): e0177947. doi: 10.1371/journal.pone.0177947.
- Valestrand, L., Staalstrøm, A., Saesin, P., Jørgensen, S. J., Sperre, K. H., Engesmo, A., Harvey, E. T., Sørensen, K., Kistenich, S. & Gundersen, H. (2024). Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord, Årsrapport 2023. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/3155366>.
- van de Velde, S. J., Reinhard, C. T., Ridgwell, A. & Meysman, F. J. R. (2020). Bistability in the redox chemistry of sediments and oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117 (52): 33043-33050. doi: 10.1073/pnas.2008235117.
- VanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2017). *Environmental Chemistry*: Oxford University Press.
- Vanndirektivet, D. (2018). *Veileder 02:2018 klassifisering av miljøtilstand i vann*. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/> (lest 07.11.2024).
- Vannhenter. FYBIKON. Tilgjengelig fra: <https://www.fybikon.no/biologi/okologi-og-feltutstyr/innsamlingsutstyr/vannhenter> (lest 07.05.2025).
- Vidal, A., Babut, M., Garric, J. & Beaudouin, R. (2019). Elucidating the fate of perfluorooctanoate sulfonate using a rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) physiologically-based toxicokinetic model. *Science of The Total Environment*, 691: 1297-1309. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.105>.
- Virtasalo, J. J., Kohonen, T., Vuorinen, I. & Huttula, T. (2005). Sea bottom anoxia in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea—Implications for phosphorus remineralization at the sediment surface. *Marine geology*, 224 (1): 103-122. doi: 10.1016/j.margeo.2005.07.010.
- Vaalgamaa, S., Vähätalo, A. V., Perkola, N. & Huhtala, S. (2011). Photochemical reactivity of perfluorooctanoic acid (PFOA) in conditions representing surface water. *Sci Total Environ*, 409 (16): 3043-3048. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.036.
- Wang, M., Chen, J., Lin, K., Chen, Y., Hu, W., Tanguay, R. L., Huang, C. & Dong, Q. (2011). Chronic zebrafish PFOS exposure alters sex ratio and maternal related effects in F1 offspring. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (9): 2073-2080. doi: 10.1002/etc.594.
- Wang, Z., MacLeod, M., Cousins, I. T., Scheringer, M. & Hungerbühler, K. (2011). Using COSMOtherm to predict physicochemical properties of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Environmental Chemistry*, 8 (4): 389-398. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1071/EN10143>.
- Xiong, J. & Li, Z. (2024). Predicting PFAS fate in fish: Assessing the roles of dietary, respiratory, and dermal uptake in bioaccumulation modeling. *Environmental Research*, 252: 119036. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119036>.
- Ye, F., Zushi, Y. & Masunaga, S. (2015). Survey of perfluoroalkyl acids (PFAAs) and their precursors present in Japanese consumer products. *Chemosphere*, 127: 262-268. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.026>.
- Yin, C., Pan, C.-G., Xiao, S.-K., Wu, Q., Tan, H.-M. & Yu, K. (2022). Insights into the effects of salinity on the sorption and desorption of legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) on marine sediments. *Environmental Pollution*, 300: 118957. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118957>.
- Young, C. J., Furdui, V. I., Franklin, J., Koerner, R. M., Muir, D. C. G. & Mabury, S. A. (2007). Perfluorinated Acids in Arctic Snow: New Evidence for Atmospheric Formation. *Environmental Science & Technology*, 41 (10): 3455-3461. doi: 10.1021/es0626234.

- Yu, S., Liu, W., Xu, Y., Zhao, Y., Wang, P., Wang, X., Li, X., Cai, C., Liu, Y., Xiong, G., et al. (2018). Characteristics of perfluoroalkyl acids in atmospheric PM₁₀ from the coastal cities of the Bohai and Yellow Seas, Northern China. *Environmental Pollution*, 243: 1894-1903. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.002>.
- Zakariassen, A. S. (2022). *Inspeksjon ved Isi øvingsanlegg, brannøvingsplass*. I: ASKER, A. O. B. B. O. R. I. A. (red.). Inspeksjonsrapport: Statsforvalteren i Oslo og Viken. Tilgjengelig fra: https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-oslo-og-viken/miljo-og-klima/forurensning/brannovingsfelt/asker-og-barum-brann-og-redning-isi-ovinsplass-2022.324.i_sfov.pdf (lest 22.12.2024).
- Zhang, W., Tian, Y., Chen, B., Xu, S. & Wu, L. (2024). PFOA/PFOS Facilitated Intestinal Fatty Acid Absorption by Activating the PPAR α Pathway: Insights from Organoids Model. *Environ Health (Wash)*, 2 (2): 85-94. doi: 10.1021/envhealth.3c00129.
- Zhang, X., Chen, L., Fei, X., Ma, Y.-S. & Gao, H.-W. (2009). Binding of PFOS to serum albumin and DNA: Insight into the molecular toxicity of perfluorochemicals. *BMC molecular biology*, 10: 16. doi: 10.1186/1471-2199-10-16.
- Zhao, L., Teng, M., Zhao, X., Li, Y., Sun, J., Zhao, W., Ruan, Y., Leung, K. M. Y. & Wu, F. (2023). Insight into the binding model of per- and polyfluoroalkyl substances to proteins and membranes. *Environment International*, 175: 107951. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107951>.
- Zhong, W., Zhang, L., Cui, Y., Chen, M. & Zhu, L. (2019). Probing mechanisms for bioaccumulation of perfluoroalkyl acids in carp (*Cyprinus carpio*): Impacts of protein binding affinities and elimination pathways. *Science of The Total Environment*, 647: 992-999. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.099>.
- Zhu, Y., Jia, Y., Wang, X., Yi, S., Li, Y., Zhong, W. & Zhu, L. (2022). Mechanisms Underlying the Impacts of Lipids on the Diverse Bioavailability of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Foods. *Environ. Sci. Technol*, 56 (6): 3613-3622. doi: 10.1021/acs.est.1c06461.
- Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P.-O. & Bergström, U. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 53 (4): 1138-1147. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12654>.
- Åkerblom, S., Negm, N., Wu, P., Bishop, K. & Ahrens, L. (2017). Variation and accumulation patterns of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in European perch (*Perca fluviatilis*) across a gradient of pristine Swedish lakes. *Sci Total Environ*, 599-600: 1685-1692. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.032.
- Aarflot, J. M., Moy, F., Norderhaug, K. M., Berg, F., Kvamme, C., Søvik, G., Kleiven, A. R., Albrechtsen, J., Brandt, C. F. & Falkenhaug, T. (2024). *Pilotprosjekt for vurdering av samlet påvirkning i Oslofjorden – ytre del*. NR. 2024-15: Havfoskningsinstituttet. Tilgjengelig fra: <https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=89021&13427261> (lest 20. 12. 2024).

7. Vedlegg

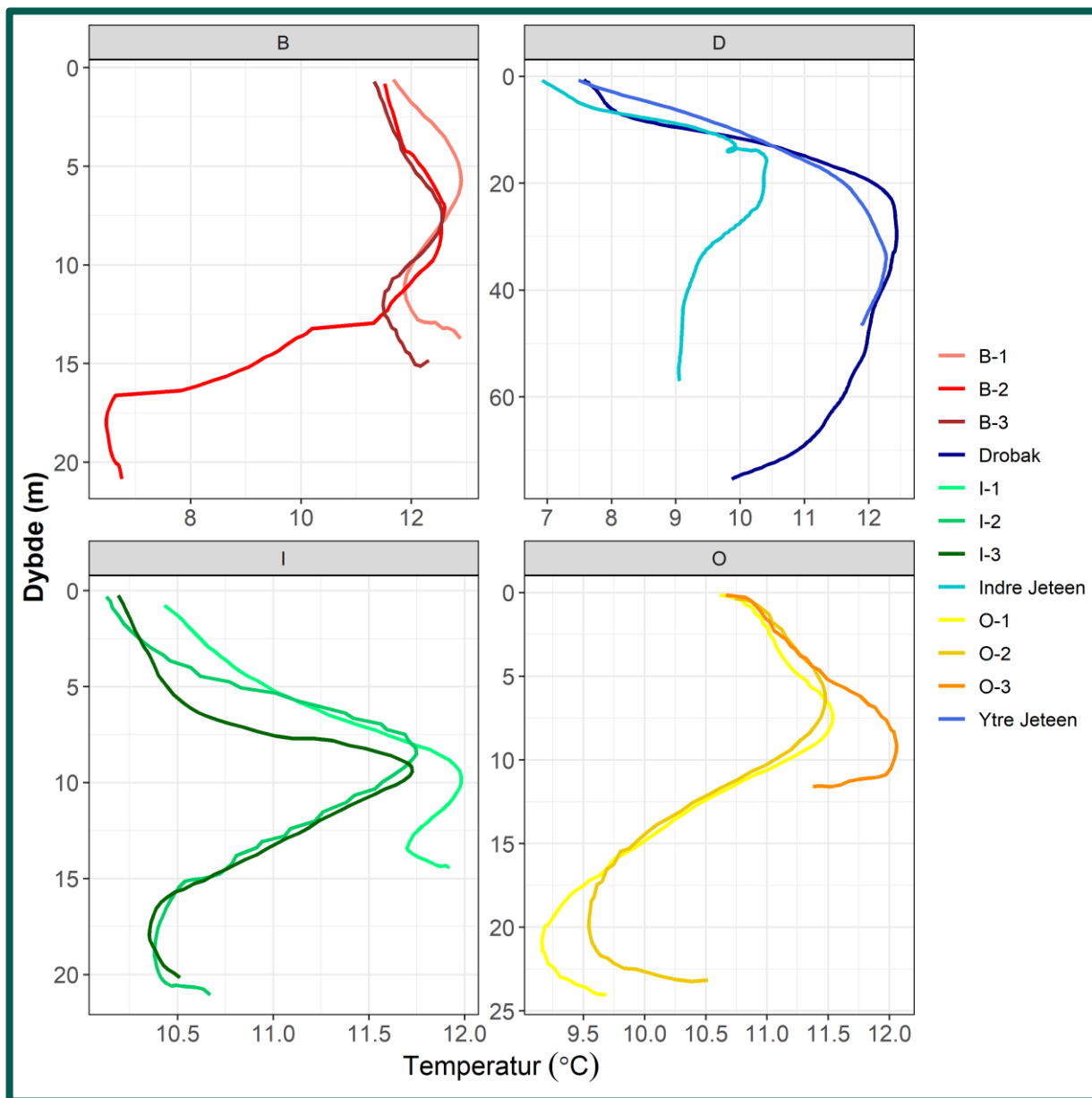
Vedlegg 1: Beskrivelse av egen arbeidsinnsats, samt hvem som har gitt veiledning, og/eller gjennomført eller samarbeidet om deler av felt, lab og databehandling.

Arbeidsoppgave	Hva ble gjennomført og ca. tidsbruk?	Gjennomført av hvem
Forberedelse av: 1) (og tilpasning) av lab prosedyre av PFAS analyse i sediment og torskelever. 2) Lab prosedyre PFAS analyse av vann 3) LOI sediment analyse	1) <i>Lete frem, tilpasse og forberede for lab prosedyre fra EPA 1633 metodene – vurdere hva som bør gjøres og ikke, opp mot andre interne protokoller på veterinær labben.</i> ➔ 4 dager	1) Ane Mathilde Runge Christensen (Veiledet av Erik Magnus Ræder) 2) Erik Magnus Ræder 3) Marit Nandrup Pettersen
1) Tørking av sedimenter 2) Ekstraksjon av PFAS fra Vann, sediment og lever. 3) HPLC-MS og bearbeiding av rådata 4) LOI analyse	1) <i>Forberedelse av prøver før tørking, inkl. cm sjikting og pakking med parafilm.</i> 2) <i>All håndtering og preparering av prøvemateriale før HPLC-MS, beskrevet i materialer og metode.</i> ➔ 3 uker.	1) Ane Mathilde Runge Christensen (Veiledet/bistått av Hans-Christian Teien og Yetneberk Ayalew Kassaye) 2) Ane Mathilde Runge Christensen (Veiledet/bistått av Erik Magnus Ræder (og Marius Landsverk)) 3) Erik Magnus Ræder (kontrollert av Marius Landsverk) 4) Ane Mathilde Runge Christensen (Veiledet/bistått av Marit Nandrup Pettersen)
Innhenting av prøvemateriale, disseksjon og bearbeiding av datamateriale fra torsk	<i>Forberedelser av prosedyre, vasking og pakking av prøve – og disseksjons utstyr, samt innhenting og behandling i felt beskrevet i prosedyren i materialer og metoder. Disseksjon ble gjennomført fullstendig for hver fisk i med hensyn på økotoksikologisk prøvetaking. For å kunne nyttiggjøre fiskene som ble fanget til andre studier.</i> ➔ 14 dager	Ane Mathilde Runge Christensen (ferdigstilling av disseksjonsprotokol mht. økotoksikologi, sediment og vannprøver) Martine Maria Storvestre (disseksjonsprotokol for kortisolundersøkelser, kortisolmålinger og aldersbestemmelse med otolitter og skjell) Bistand og veiledning av Thrond Oddvar Haugen og Hans-Christian Teien, samt Jan Ludvig Lyche Marit Nandrup Pettersen bistod med flytende nitrogen til felt.
Beregninger, databehandling og statistikk	➔ 5 uker	Ane Mathilde Runge Christensen Veiledet av Thrond Oddvar Haugen med hensyn på statistikk og modellering, samt diskusjon med Hans-Christian Teien

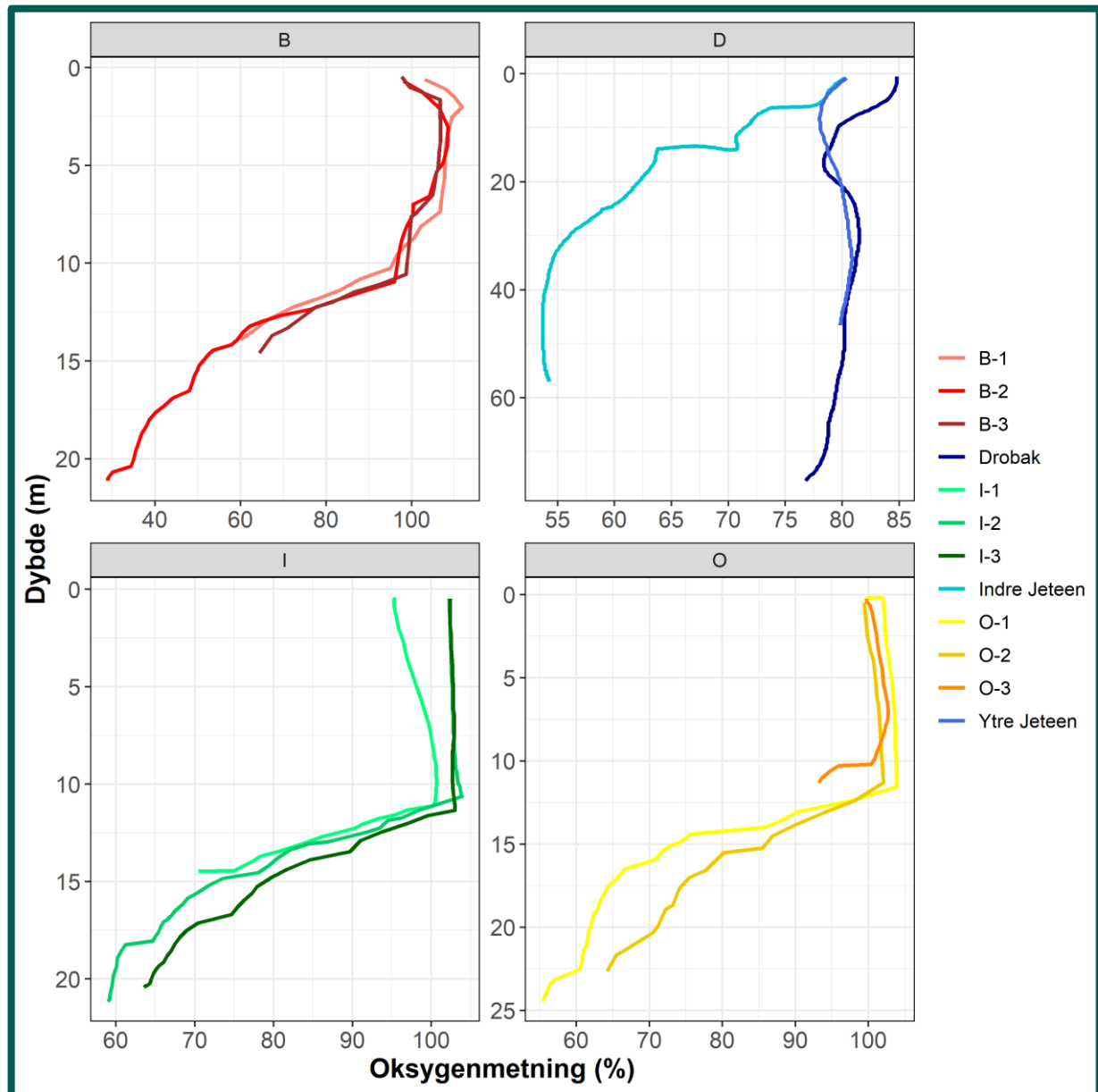
Vedlegg 2: Oversikt over de PFAS-forbindelsene som det ble analysert for under HPLC-MS analysen av prøvematerialene, med fullt kjemisk navn (Navn), forkortelse (Analytt), og tilhørende identifikasjonsnummer (CAS).

Navn	Analytt	CAS
Perfluorobutanoic acid	PFBA	375-22-4
Perfluoropentanoic acid	PFPeA / PFPA	2706-90-3
Perfluorohexanoic acid	PFHxA	307-24-4
Perfluoroheptanoic acid	PFHpA	375-85-9
Perfluorooctanoic acid	PFOA	335-67-1
Perfluorononanoic acid	PFNA	375-95-1
Perfluorodecanoic acid	PFDA	335-76-2
Perfluoroundecanoic acid	PFUnDA	2058-94-8
Perfluorododecanoic acid	PFDoDA	307-55-1
Perfluorotridecanoic acid	PFTTrDA	72629-94-8
Perfluorotetradecanoic acid	PFTeDA	376-06-7
Perfluorohexadecanoic acid	PFHxDA	67905-19-5
Perfluorooctadecanoic acid	PFODA	16517-11-6
2H,2H,3H,3H-Perfluorooctanoic acid	5:3 FTCA	914637-49-3
2H,2H,3H,3H-Perfluorodecanoic acid	7:3 FTCA	812-70-4
1H,1H,2H,2H-Perfluorooctanesulfonic acid	6:2 FTSA	27619-97-2
1H,1H,2H,2H-Perfluorohexanesulfonic acid	4:2 FTSA	757124-72-4
1H,1H,2H,2H-Perfluorodecanesulfonic acid	8:2 FTSA	39108-34-4
Perfluoro-3-methoxypropanoic acid	PFMPA/ PFMOPrA	377-73-1
Perfluoro-3,6-dioxahexanoic acid	PFDA	151772-58-6
2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propionic acid	HFPO-DA	13252-13-6
Dodecafluoro-3H-4,8-dioxanonanoate	NaDONA / ADONA / DONA	919005-14-4
Hexafluoropropylene oxide trimer acid	HFPO-TA	13252-14-7
Perfluoro(2-ethoxyethane)sulfonic acid	PFEESA	113507-82-7
Perfluorobutane Sulfonamide	FBSA	30334-69-1
n-Perfluorohexanesulfonamide	FHxSA	41997-13-1
N-Methyl-n-perfluorooctanesulfonylglycine	MeFOSAA	2355-31-9
Perfluorooctanesulfonamide	PFOSA / FOSA	754-91-6
N-Ethyl-n-perfluorooctanesulfonylglycine	N-EtFOSAA	2991-50-6
N-Methyl-n-perfluorooctanesulfonamide	N-MeFOSA	31506-32-8
N-(2-Hydroxyethyl)-N-methylperfluorooctanesulfonamide	N-MeFOSE	24448-09-7
N-Ethyl-n-perfluorooctanesulfonamide	N-EtFOSA	4151-50-2
N-Ethyl-N-(2-hydroxyethyl)perfluorooctanesulphonamide	N-EtFOSE	1691-99-2
Perfluorobutane sulfonic acid	PFBS	375-73-5
Perfluoropentane sulfonic acid	PFPeS / PFPS	2706-91-4
Perfluorohexane sulfonic acid	PFHxS	355-46-4
Perfluoroheptane sulfonic acid	PFHpS	375-92-8
Perfluorooctane sulfonic acid	PFOS	1763-23-1
Perfluorononane sulfonic acid	PFNS	68259-12-1
Perfluorodecane sulfonic acid	PFDS	335-77-3
Perfluoroundecane sulfonic acid	PFUDS / PFUnDS	749786-16-1
Perfluorododecane sulfonic acid	PFDoDS	79780-39-5
Perfluorotridecane sulfonic acid	PFTTrDS	791563-89-8

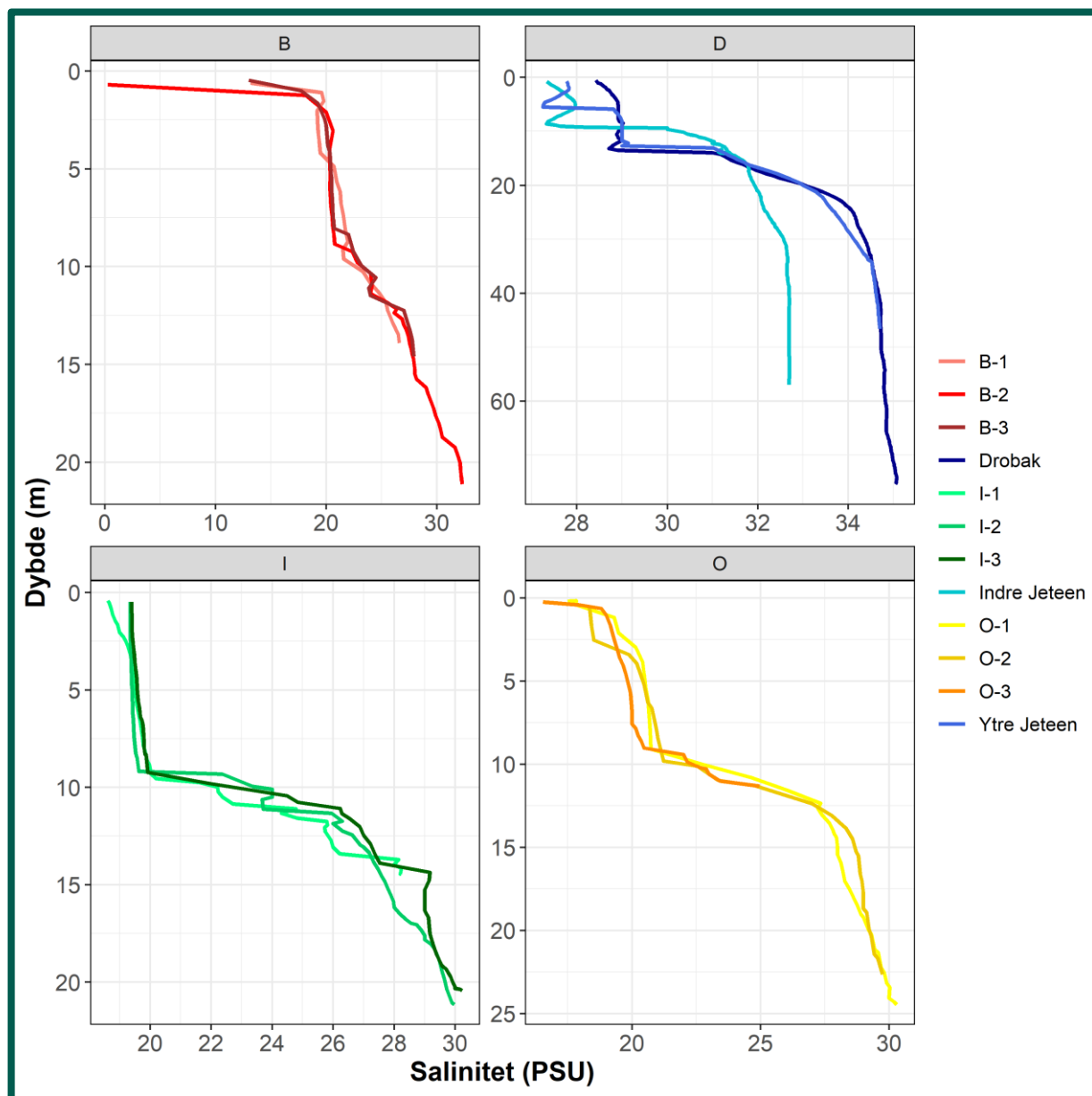
Vedlegg 3 : alle målingene er fra når måleinstrumentet ble trukket oppover. Periodene for når målingene ble gjort var oktober.2024 (indre soner) og desember 2024 (Drøbaksundet).



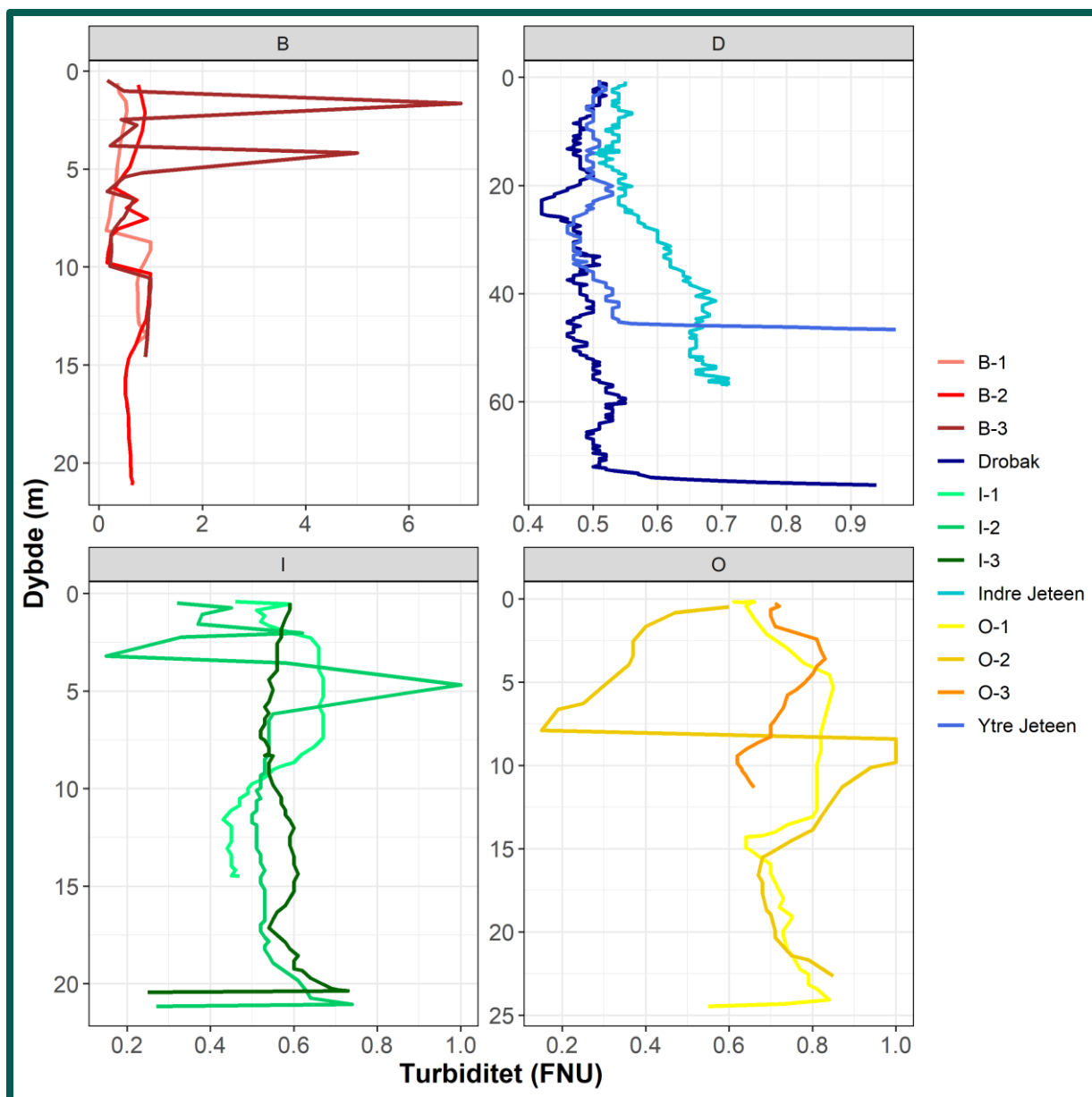
Vedlegg 4: Alle CTD målingene for drøbak er fra målingene mens instrumentet ble trukket oppover, mens de andre sonene er fra når instrumentet ble sunket nedover . Periodene for når målingene ble gjort var oktober.2024 (indre soner) og desember 2024 (Drøbaksundet).



Vedlegg 5: Alle CTD målingene for drøbak er fra målingene mens instrumentet ble trukket oppover, mens de andre sonene er fra når instrumentet ble sunket nedover. Periodene for når målingene ble gjort var oktober.2024 (indre soner) og desember 2024 (Drøbaksundet).



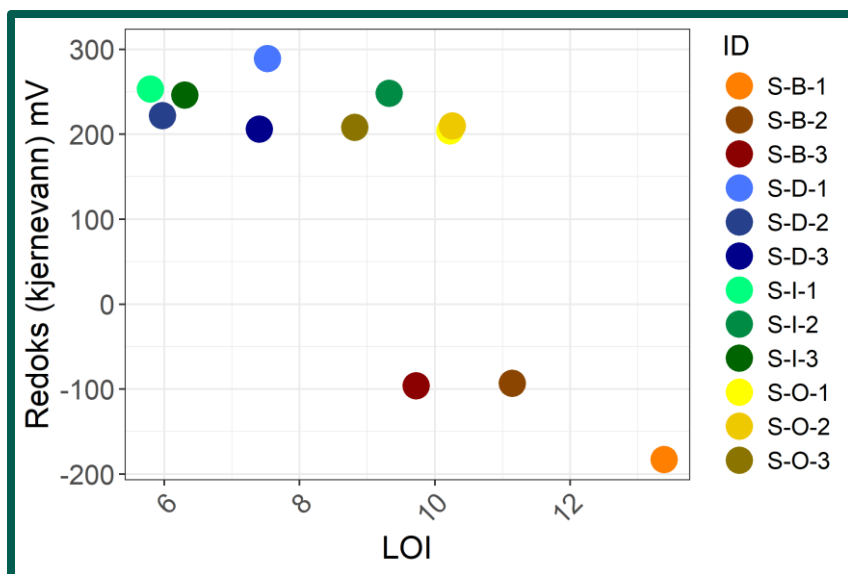
Vedlegg 6: Alle CTD målingene for drøbak er fra målingene mens instrumentet ble trukket oppover, mens de andre sonene er fra når instrumentet ble sunket nedover. Periodene for når målingene ble gjort var oktober.2024 (indre soner) og desember 2024 (Drøbaksundet).



Vedlegg 7: tabell over data innsamlet fra sedimentkjerner. Dybde ble notert fra kartplotter i båten benyttet under felt, og er derfor noe usikkert. Salinitet, redoks og oksygen ble målt i kjernevannet før bearbeiding av sedimentene ble på begynt, etter at de forseglede kjernene hadde blitt oppbevart noen dager på kjølerom. Soner: B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak

Prøve id	Sone	Dybde (m)	Salinitet (PSU)	Redoks (mV)	Oksygen (mg/L)	Lukt økende H ₂ S (1 -3)	Farge grå-sort (1-3)	Overflate sjikt benyttet (cm)	LOI
I-1	I	13	21,1	253,00	9,18	1	1	0-1	5,80
I-2	I	22	21,3	248	9,19	1	2	0-1	9,33
I-3	I	22	25	246,00	8,62	2	2	0-1	6,31
O-1	O	20	24,3	204	9,43	1	2	0-1	10,22
O-2	O	25	24,2	210,00	9,8	1	2	0-1	10,26
O-3	O	10	21,2	208,00	9,43	3	3	0-1	8,82
B-1	B	15	21,1	-183,00	2,83	3	3	0-2	13,39
B-2	B	18	22	-93,00	5,37	3	3	0-2	11,14
B-3	B	11	27	-96,00	2,7	3	3	0-1	9,72
D-1	D	50	20,9	289,00	9,73	1	1	0-1	7,53
D-2	D	40	23,3	222,00	9,41	1	1	0-1	5,98
D-3	D	59	25,9	206,00	8,66	1	1	0-4	7,40

Vedlegg 8: Målinger av LOI i overflatesedimentene sett i sammenheng med redokspotensialet målt i kjernevannet til sedimentkjerneprøvene etter kjølig oppbevaring før oppdeling av sedimentkjerne. ID = prøvetype – sone – replikat, B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak.

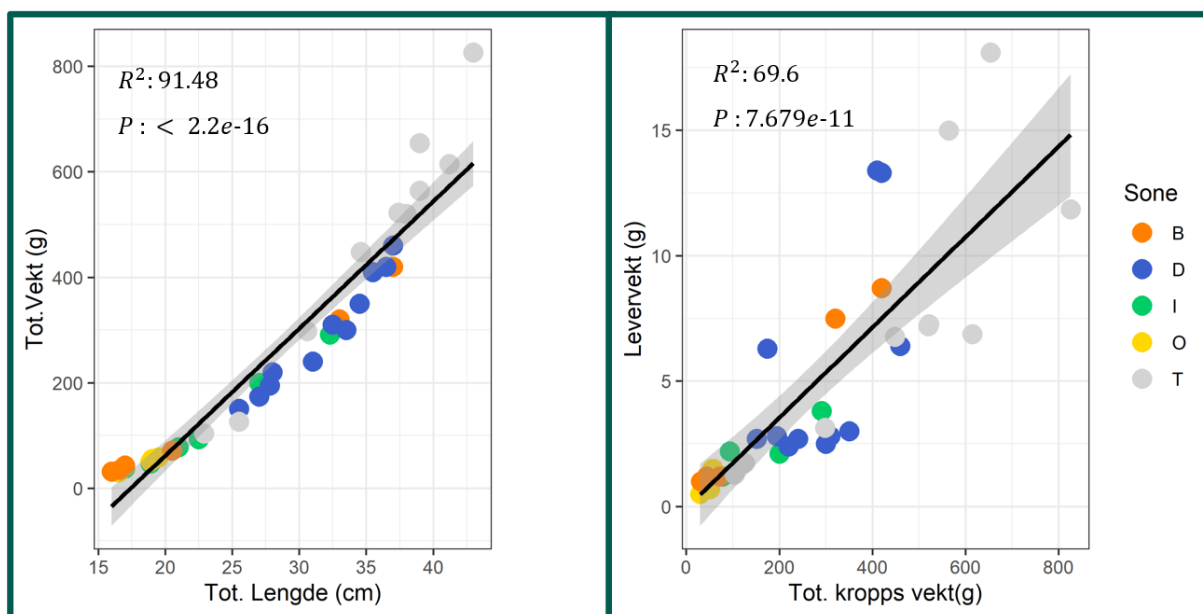


Vedlegg 9: Tabell over data innsamlet fra torsk. ID: ID = prøvetype – sone – replikat. Sone: B = Bårumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak, T= Tromsø.

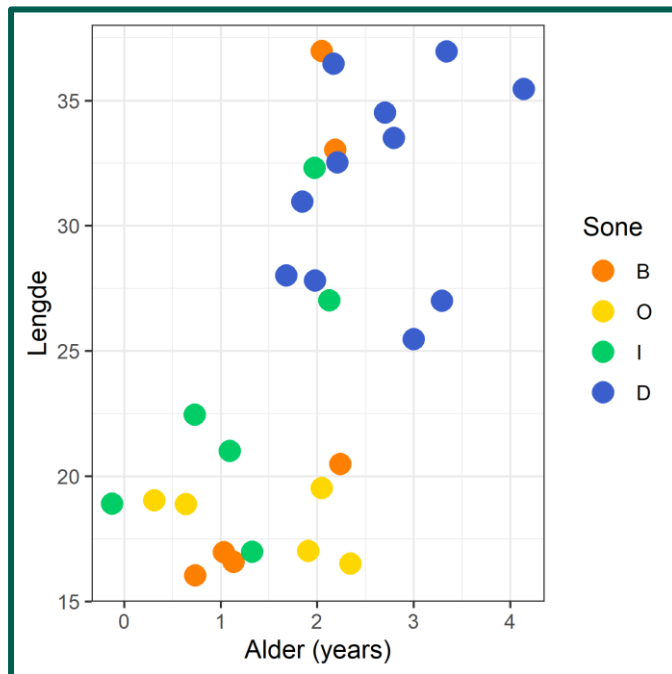
Prøve id	Sone	Kjønn	Lengde (cm)	Vekt (g)	K-faktor	Levervekt (g)	LSI	Alder (år)	Aldersjustert - lengde	Kortisol (ng/g)	Kortison (ng/g)
T-I-1	I	-	22,50	93,10	0,817	2,20	2,363	1	4.071	1	0,054
T-I-2	I	-	17,00	37,70	0,767	1,00	2,652	1	-1.428	2,1	0,072
T-I-3	I	-	21,00	77,70	0,839	1,20	1,544	1	2.571	2,11	0,0756
T-I-4	I	-	18,90	46,70	0,691	0,70	1,498	0	-0.050	7,12	0,292
T-I-5	I	-	27,00	200,00	1,016	2,10	1,05	2	-0.584	20,1	0,575
T-I-6	I	Hann	32,30	291,10	0,863	3,80	1,305	2	4.715	3,86	0,16
T-O-1	O	-	19,50	58,40	0,787	1,50	2,568	2	-8.084	70,5	1,2444
T-O-2	O	-	19,00	55,60	0,810	1,50	2,697	0	0.050	28,2	0,614
T-O-3	O	-	18,90	51,40	0,761	0,70	1,361	1	0.471	3,83	0,156
T-O-4	O	-	16,50	30,10	0,670	0,50	1,661	2	-11.084	6,85	0,276
T-O-5	O	-	17,00	42,00	0,854	1,00	2,380	2	-10.584	29,3	0,739
T-B-1	B	-	37	420	0,829	8,70	2,071	2	9.415	33,6	0,773
T-B-2	B	-	33	320	0,890	7,50	2,343	2	5.415	15,5	0,49
T-B-3	B	-	20,5	71,2	0,826	1,20	1,685	2	-7.084	55,6	0,885
T-B-4	B	-	17	43,3	0,881	1,20	2,771	1	-1.428	11	0,376
T-B-5	B	-	16,6	35,6	0,778	1,00	2,808	1	-1.828	50,5	0,572
T-B-6	B	-	16	31,5	0,769	1,00	3,174	1	-2.428	17,2	0,47
T-D-1	D	Hunn	36,5	420	0,863	13,30	3,166	2	8.915	4,92	0,238
T-D-2	D	Hann	37	460	0,908	6,40	1,391	3	5.500	12,76	0,362
T-D-3	D	Hann	31	240	0,805	2,70	1,125	2	3.415	26,1	0,624
T-D-4	D	Hunn	35,5	410	0,916	13,40	3,268	4	0.000	16,8	0,43
T-D-5	D	-	33,5	300	0,797	2,50	0,833	3	2.000	5,28	0,226
T-D-6	D	-	34,5	350	0,852	3,00	0,857	3	3.000	9,06	0,316
T-D-7	D	Hunn	32,5	310	0,903	2,80	0,903	2	4.915	10,6	0,368
T-D-8	D	Hunn	28	220	1,002	2,40	1,090	2	0.415	2,39	0,134
T-D-9	D	-	27	174	0,884	6,30	3,620	3	-4.500	6,33	0,317
T-D-10	D	-	27,8	194,9	0,907	2,8	1,436	2	0.215	29,6	0,822
T-D-11	D	Hann	25,5	151	0,910	2,7	1,788	3	-6.000	1,53	0,09
T-T-1	T	-	22,9	104	0,866	1,27	1,221	-	-		
T-T-2	T	-	34,6	448	1,081	6,76	1,508	-	-		

T-T-3	T	Hunn	41,2	615	0,879	6,87	1,117	-	-
T-T-4	T	Hann	39	564	0,950	14,99	2,657	-	-
T-T-5	T	Hunn	43	826	1,038	11,85	1,434	-	-
T-T-6	T	-	37,4	522	0,997	7,27	1,392	-	-
T-T-7	T	-	25,5	126	0,759	1,72	1,365	-	-
T-T-8	T	Hunn	39	654	1,102	18,10	2,767	-	-
T-T-9	T	-	30,6	298	1,040	3,14	1,053	-	-
T-T-10	T	-	38	520	0,947	7,19	1,382	-	-

Vedlegg 10: Regresjonsplott for forholdet mellom torskens totalvekt mot total lengde (venstre), og levervekt mot total kroppsvekt (høyre). Inkludert er P-verdien for å vise signifikansen til forholdene, og R^2 for å vise regresjonsmodellens forklaring av variasjonen i dataene. Sone: B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak, T= Tromsø.



Vedlegg 11: Spredningsplott av totallengde av torsk (cm) mot alder (år) for de ulike sonene. Sone: B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak.



Vedlegg 12, 13, 14: Tabellene for rådata for de ulike prøvematerialene, n.d. indikerer alle forbindelser som ble målt til under deteksjonsgrensen fra HPLC-MS analysen.

Vedlegg 12: rådatatabell for alle PFAS forbindelsene det ble analysert for i bunnvannsprøvene

Matriks:	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann	Sjøvann
ID:	I-1	I-2	I-3	O-1	O-2	O-3	B-1	B-2	B-3	D-1	D-2	D-3	D-3	D-3	D-3	D-3
Sone:	Ildjernet	Ildjernet	Ildjernet	Ostøya	Ostøya	Ostøya	Bærumsbassenget	Bærumsbassenget	Bærumsbassenget	Drobak	Drobak	Drobak	Drobak	Drobak	Drobak	Drobak
Alle tall er angitt i : ng/kg (ppb)																
Analytter:	Deteksjonsgr. i matriks:		Relativ gjenvinning i prosent :													
PFPeA	0.035	103	0.368	0.425	0.416	0.521	0.491	0.546	0.415	0.432	0.435	0.410	0.382	0.375	0.375	0.375
PFOA	0.068	96	0.266	0.199	0.430	0.285	0.305	0.295	0.200	0.274	0.199	0.151	0.187	0.297	0.297	0.297
PFNA	0.013	71	0.042	0.035	0.042	0.043	0.034	0.051	0.036	0.065	0.043	0.028	0.023	0.038	0.038	0.038
PFDA	0.019	49	n.d.	n.d.	0.020	n.d.	n.d.	0.019	n.d.	0.042	0.028	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PFUnDA	0.768	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PFBS	0.069	99	0.175	0.188	0.191	0.349	0.234	0.211	0.180	0.182	0.195	0.167	0.163	0.143	0.143	0.143
PFPeS	0.151	113	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PFHxS	0.013	99	0.082	0.071	0.075	0.082	0.073	0.100	0.084	0.078	0.087	0.061	0.069	0.063	0.063	0.063
PFHpS	0.016	113	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PFOS	0.011	84	0.136	0.188	0.181	0.218	0.193	0.232	0.218	0.558	0.234	0.182	0.172	0.191	0.191	0.191
PFNS	0.000	132	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PFDS	0.000	193	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
4 2 FTSA	0.003	95	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
6 2 FTSA	0.056	77	1.830	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
8 2 FTSA	0.009	109	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.010	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
HFPO-DA	0.062	137	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.063	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
NaDONA	0.005	122	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PFdHA	0.010	110	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PFMOPa	0.011	160	0.091	0.090	0.074	0.032	0.078	0.099	0.113	0.071	0.113	0.032	0.054	0.040	0.040	0.040
PFEEsA	0.002	106	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Vedlegg 13 : rådatatabell for alle PFAS forbindelsene det ble analysert for i sedimentprøvene

Matriks:	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment
ID:	I-1	I-2	I-3	O-1	O-2	O-3	B-1	B-2	B-3	D-1	D-2	D-3			
Sone:	Ildefnet	Ildefnet	Ildefnet	Ostøya	Ostøya	Ostøya	Bærumssassenget	Bærumssassenget	Bærumssassenget	Drebak	Drebak	Drebak			
Alle tall er angitt i: ng/g (ppb) våtvekt															
Analytter:	Deteksjonsgr. Relativ gjenvinning i matriks: prosent :														
PFPeA	0.004	117	0.011	0.005	0.009	0.011	0.009	0.013	0.012	0.006	0.013	0.026	0.023	n.d.	
PFOA	0.006	129	0.111	0.052	0.075	0.097	0.048	0.072	0.018	0.012	0.036	0.238	0.186	0.040	
PENa	0.002	127	0.071	0.024	0.036	0.049	0.024	0.072	0.011	0.011	0.025	0.091	0.067	0.019	
PFDa	0.002	131	0.099	0.067	0.086	0.153	0.081	0.216	0.045	0.063	0.108	0.253	0.124	0.069	
PFUnDA	0.015	154	0.158	0.139	0.141	0.269	0.194	0.321	0.284	0.411	0.347	0.408	0.149	0.141	
PFDoDA	0.002	117	0.079	0.108	0.093	0.190	0.144	0.187	0.234	0.284	0.194	0.181	0.074	0.087	
PFTDA	0.003	115	0.043	0.058	0.038	0.092	0.080	0.062	0.171	0.134	0.137	0.086	0.039	0.050	
PFTeDA	0.003	125	0.023	0.041	0.026	0.061	0.049	0.061	0.098	0.111	0.069	0.051	0.023	0.031	
PFPeS	0.012	135	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PFHxS	0.011	108	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PFHpS	0.024	99	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PFOS	0.002	133	0.309	0.303	0.255	0.361	0.274	0.315	0.224	0.232	0.258	0.679	0.392	0.247	
PENS	0.029	112	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PFDs	0.020	84	0.029	0.052	0.028	0.090	0.074	0.072	0.154	0.092	0.052	0.086	0.022	0.032	
PFUDs	0.007	125	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PFDoDs	0.044	113	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PFTDS	0.067	120	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
5 3 FTCA	0.001	75	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
4 2 FTSA	0.000	119	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
6 2 FTSA	0.018	118	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
8 2 FTSA	0.002	127	0.004	0.021	0.008	0.014	0.021	0.010	0.011	0.005	0.008	0.013	0.006	0.019	
HFPO-DA	0.005	95	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
NADONA	0.000	135	n.d.	n.d.	n.d.	0.001	0.001	0.001	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PFDA	0.001	89	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PENOPa	0.002	112	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PFESA	0.001	118	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	

Vedlegg 14 : rådatatabell for alle PFAS forbindelsene det ble analysert for i torskeleverprøvene.

[illegible]

Alle tall er angitt i: ng/g (ppb) våtvekt

Analyte:	Detection		Relativity		Gr. i		Gr. j		Gr. k		Gr. l		Gr. m		Gr. n		Gr. o		Gr. p		Gr. q		Gr. r		Gr. s		Gr. t		Gr. u		Gr. v		Gr. w		Gr. x		Gr. y		Gr. z		Gr. aa		Gr. ab		Gr. ac		Gr. ad		Gr. ae		Gr. af		Gr. ag		Gr. ah		Gr. ai		Gr. aj		Gr. ak		Gr. al		Gr. am		Gr. an		Gr. ao		Gr. ap		Gr. aq		Gr. ar		Gr. as		Gr. at		Gr. au		Gr. av		Gr. aw		Gr. ax		Gr. ay		Gr. az		Gr. ba		Gr. bb		Gr. bc		Gr. bd		Gr. be		Gr. bf		Gr. bg		Gr. bh		Gr. bi		Gr. bj		Gr. bk		Gr. bl		Gr. bm		Gr. bn		Gr. bo		Gr. bp		Gr. bq		Gr. br		Gr. bs		Gr. bt		Gr. bu		Gr. bv		Gr. bw		Gr. bx		Gr. by		Gr. bz		Gr. ca		Gr. cb		Gr. cc		Gr. cd		Gr. ce		Gr. cf		Gr. cg		Gr. ch		Gr. ci		Gr. cj		Gr. ck		Gr. cl		Gr. cm		Gr. cn		Gr. co		Gr. cp		Gr. cq		Gr. cr		Gr. cs		Gr. ct		Gr. cu		Gr. cv		Gr. cw		Gr. cx		Gr. cy		Gr. cz		Gr. da		Gr. db		Gr. dc		Gr. dd		Gr. de		Gr. df		Gr. dg		Gr. dh		Gr. di		Gr. dj		Gr. dk		Gr. dl		Gr. dm		Gr. dn		Gr. do		Gr. dp		Gr. dq		Gr. dr		Gr. ds		Gr. dt		Gr. du		Gr. dv		Gr. dw		Gr. dx		Gr. dy		Gr. dz		Gr. ea		Gr. eb		Gr. ec		Gr. ed		Gr. ee		Gr. ef		Gr. eg		Gr. eh		Gr. ei		Gr. ej		Gr. ek		Gr. el		Gr. em		Gr. en		Gr. eo		Gr. ep		Gr. eq		Gr. er		Gr. es		Gr. et		Gr. eu		Gr. ev		Gr. ew		Gr. ex		Gr. ey		Gr. ez		Gr. fa		Gr. fb		Gr. fc		Gr. fd		Gr. fe		Gr. ff		Gr. fg		Gr. fh		Gr. fi		Gr. fj		Gr. fk		Gr. fl		Gr. fm		Gr. fn		Gr. fo		Gr. fp		Gr. fq		Gr. fr		Gr. fs		Gr. ft		Gr. fu		Gr. fv		Gr. fw		Gr. fx		Gr. fy		Gr. fz		Gr. ga		Gr. gb		Gr. gc		Gr. gd		Gr. ge		Gr. gf		Gr. gg		Gr. gh		Gr. gi		Gr. gj		Gr. gk		Gr. gl		Gr. gm		Gr. gn		Gr. go		Gr. gp		Gr. gq		Gr. gr		Gr. gs		Gr. gt		Gr. gu		Gr. gv		Gr. gw		Gr. gx		Gr. gy		Gr. gz		Gr. ha		Gr. hb		Gr. hc		Gr. hd		Gr. he		Gr. hf		Gr. hg		Gr. hi		Gr. hj		Gr. hk		Gr. hl		Gr. hm		Gr. hn		Gr. ho		Gr. hp		Gr. hq		Gr. hr		Gr. hs		Gr. ht		Gr. hu		Gr. hv		Gr. hw		Gr. hx		Gr. hy		Gr. hz		Gr. ia		Gr. ib		Gr. ic		Gr. id		Gr. ie		Gr. if		Gr. ig		Gr. ih		Gr. ii		Gr. ij		Gr. ik		Gr. il		Gr. im		Gr. in		Gr. io		Gr. ip		Gr. iq		Gr. ir		Gr. is		Gr. it		Gr. iu		Gr. iv		Gr. iw		Gr. ix		Gr. iy		Gr. iz		Gr. ja		Gr. jb		Gr. jc		Gr. jd		Gr. je		Gr. jf		Gr. jg		Gr. jh		Gr. ji		Gr. jj		Gr. jk		Gr. jl		Gr. jm		Gr. jn		Gr. jo		Gr. jp		Gr. jq		Gr. jr		Gr. js		Gr. jt		Gr. ju		Gr. jv		Gr. jw		Gr. jx		Gr. jy		Gr. jz		Gr. ka		Gr. kb		Gr. kc		Gr. kd		Gr. ke		Gr. kf		Gr. kg		Gr. kh		Gr. ki		Gr. kj		Gr. kk		Gr. kl		Gr. km		Gr. kn		Gr. ko		Gr. kp		Gr. kq		Gr. kr		Gr. ks		Gr. kt		Gr. ku		Gr. kv		Gr. kw		Gr. kx		Gr. ky		Gr. kz		Gr. la		Gr. lb		Gr. lc		Gr. ld		Gr. le		Gr. lf		Gr. lg		Gr. lh		Gr. li		Gr. lj		Gr. lk		Gr. ll		Gr. lm		Gr. ln		Gr. lo		Gr. lp		Gr. lq		Gr. lr		Gr. ls		Gr. lt		Gr. lu		Gr. lv		Gr. lw		Gr. lx		Gr. ly		Gr. lz		Gr. ma		Gr. mb		Gr. mc		Gr. md		Gr. me		Gr. mf		Gr. mg		Gr. mh		Gr. mi		Gr. mj		Gr. mk		Gr. ml		Gr. mm		Gr. mn		Gr. mo		Gr. mp		Gr. mq		Gr. mr		Gr. ms		Gr. mt		Gr. mu		Gr. mv		Gr. mw		Gr. mx		Gr. my		Gr. mz		Gr. na		Gr. nb		Gr. nc		Gr. nd		Gr. ne		Gr. nf		Gr. ng		Gr. nh		Gr. ni		Gr. nj		Gr. nk		Gr. nl		Gr. nm		Gr. nn		Gr. no		Gr. np		Gr. nq		Gr. nr		Gr. ns		Gr. nt		Gr. nu		Gr. nv		Gr. nw		Gr. nx		Gr. ny		Gr. nz		Gr. oa		Gr. ob		Gr. oc		Gr. od		Gr. oe		Gr. of		Gr. og		Gr. oh		Gr. oi		Gr. oj		Gr. ok		Gr. ol		Gr. om		Gr. on		Gr. oo		Gr. op		Gr. oq		Gr. or		Gr. os		Gr. ot		Gr. ou		Gr. ov		Gr. ow		Gr. ox		Gr. oy		Gr. oz		Gr. pa		Gr. pb		Gr. pc		Gr. pd		Gr. pe		Gr. pf		Gr. pg		Gr. ph		Gr. pi		Gr. pj		Gr. pk		Gr. pl		Gr. pm		Gr. pn		Gr. po		Gr. pp		Gr. pq		Gr. pr		Gr. ps		Gr. pt		Gr. pu		Gr. pv		Gr. pw		Gr. px		Gr. py		Gr. pz		Gr. qa		Gr. qb		Gr. qc		Gr. qd		Gr. qe		Gr. qf		Gr. qg		Gr. qh		Gr. qi		Gr. qj		Gr. qk		Gr. ql		Gr. qm		Gr. qn		Gr. qo		Gr. qp		Gr. qq		Gr. qr		Gr. qs		Gr. qt		Gr. qu		Gr. qv		Gr. qw		Gr. qx		Gr. qy		Gr. qz		Gr. ra		Gr. rb		Gr. rc		Gr. rd		Gr. re		Gr. rf		Gr. rg		Gr. rh		Gr. ri		Gr. rj		Gr. rk		Gr. rl		Gr. rm		Gr. rn		Gr. ro		Gr. rp		Gr. rq		Gr. rr		Gr. rs		Gr. rt		Gr. ru		Gr. rv		Gr. rw		Gr. rx		Gr. ry		Gr. rz		Gr. sa		Gr. sb		Gr. sc		Gr. sd		Gr. se		Gr. sf		Gr. sg		Gr. sh		Gr. si		Gr. sj		Gr. sk		Gr. sl		Gr. sm		Gr. sn		Gr. so		Gr. sp		Gr. sq		Gr. sr		Gr. ss		Gr. st		Gr. su		Gr. sv		Gr. sw		Gr. sx		Gr. sy		Gr. sz		Gr. ta		Gr. tb		Gr. tc		Gr. td		Gr. te		Gr. tf		Gr. tg		Gr. th		Gr. ti		Gr. tj		Gr. tk		Gr. tl		Gr. tm		Gr. tn		Gr. to		Gr. tp		Gr. tq		Gr. tr		Gr. ts		Gr. tt		Gr. tu		Gr. tv		Gr. tw		Gr. tx		Gr. ty		Gr. tz		Gr. ua		Gr. ub		Gr. uc		Gr. ud		Gr. ue		Gr. uf		Gr. ug		Gr. uh		Gr. ui		Gr. uj		Gr. uk		Gr. ul		Gr. um		Gr. un		Gr. uo		Gr. up		Gr. uq		Gr. ur		Gr. us		Gr. ut		Gr. uu		Gr. uv		Gr. uw		Gr. ux		Gr. uy		Gr. uz		Gr. va		Gr. vb		Gr. vc		Gr. vd		Gr. ve		Gr. vf		Gr. vg		Gr. vh		Gr. vi		Gr. vj		Gr. vk		Gr. vl		Gr. vm		Gr. vn		Gr. vo		Gr. vp		Gr. vq		Gr. vr		Gr. vs		Gr. vt		Gr. vu		Gr. vv		Gr. vw		Gr. vx		Gr. vy		Gr. vz		Gr. wa		Gr. wb		Gr. wc		Gr. wd		Gr. we		Gr. wf		Gr. wg		Gr. wh		Gr. wi		Gr. wj		Gr. wk		Gr. wl		Gr. wm		Gr. wn		Gr. wo		Gr. wp		Gr. wq		Gr. wr		Gr. ws		Gr. wt		Gr. wu		Gr. wv		Gr. ww		Gr. wx		Gr. wy		Gr. wz		Gr. xa		Gr. xb		Gr. xc		Gr. xd		Gr. xe		Gr. xf		Gr. xg		Gr. xh		Gr. xi		Gr. xj		Gr. xk		Gr. xl		Gr. xm		Gr. xn		Gr. xo		Gr. xp		Gr. xq		Gr. xr		Gr. xs		Gr. xt		Gr. xu		Gr. xv		Gr. xw		Gr. xx		Gr. xy		Gr. xz		Gr. ya		Gr. yb		Gr. yc		Gr. yd		Gr. ye		Gr. yf		Gr. yg		Gr. yh		Gr. yi		Gr. yj		Gr. yk		Gr. yl		Gr. ym		Gr. yn		Gr. yo		Gr. yp		Gr. yq		Gr. yr		Gr. ys		Gr. yt		Gr. yu		Gr. yv		Gr. yw		Gr. yx		Gr. yy		Gr. yz		Gr. za		Gr. zb		Gr. zc		Gr. zd		Gr. ze		Gr. zf		Gr. zg		Gr. zh		Gr. zi		Gr. zj		Gr. zk		Gr. zl		Gr. zm		Gr. zn		Gr. zo		Gr. zp		Gr. zq		Gr. zr		Gr. zs		Gr. zt		Gr. zu		Gr. zv		Gr. zw		Gr. zx		Gr. zy		Gr. zz		Gr. aa		Gr. ab		Gr. ac		Gr. ad		Gr. ae		Gr. af		Gr. ag		Gr. ah		Gr. ai		Gr. aj		Gr. ak		Gr. al		Gr. am		Gr. an		Gr. ao		Gr. ap		Gr. aq		Gr. ar		Gr. as		Gr. at		Gr. au		Gr. av		Gr. aw		Gr. ax		Gr. ay		Gr. az		Gr. ba		Gr. bb		Gr. bc		Gr. bd		Gr. be		Gr. bf		Gr. bg		Gr. bh		Gr. bi		Gr. bj		Gr. bk		Gr. bl		Gr. bm		Gr. bn		Gr. bo		Gr. bp		Gr. bq		Gr. br		Gr. bs		Gr. bt		Gr. bu		Gr. bv		Gr. bw		Gr. bx		Gr. by		Gr. bz		Gr. ca		Gr. cb		Gr. cc		Gr. cd		Gr. ce		Gr. cf		Gr. cg		Gr. ch		Gr. ci		Gr. cj		Gr. ck		Gr. cl		Gr. cm		Gr. cn		Gr. co		Gr. cp		Gr. cq		Gr. cr		Gr. cs		Gr. ct		Gr. cu		Gr. cv		Gr. cw		Gr. cx		Gr. cy		Gr. cz		Gr. da		Gr. db		Gr. dc		Gr. dd		Gr. de		Gr. df		Gr. dg		Gr. dh		Gr. di		Gr. dj		Gr. dk		Gr. dl		Gr. dm		Gr. dn		Gr. do		Gr. dp		Gr. dq		Gr. dr		Gr. ds		Gr. dt		Gr. du		Gr. dv		Gr. dw		Gr. dx		Gr. dy		Gr. dz		Gr. ea		Gr. eb		Gr. ec		Gr. ed		Gr. ee		Gr. ef		Gr. eg		Gr. eh		Gr. ei		Gr. ej		Gr. ek		Gr. el		Gr. em		Gr. en		Gr. eo		Gr. ep		Gr. eq		Gr. er		Gr. es		Gr. et		Gr. eu		Gr. ev		Gr. ew		Gr. ex		Gr. ey		Gr. ez		Gr. fa		Gr. fb		Gr. fc		Gr. fd		Gr. fe		Gr. ff		Gr. fg		Gr. fh		Gr. fi		Gr. fj		Gr. fk		Gr. fl		Gr. fm		Gr. fn		Gr. fo		Gr. fp		Gr. fq		Gr. fr		Gr. fs		Gr. ft		Gr. fu		Gr. fv		Gr. fw		Gr. fx		Gr. fy		Gr. fz		Gr. ga		Gr. gb		Gr. gc		Gr. gd		Gr. ge		Gr. gf		Gr. gg		Gr. gh		Gr. gi		Gr. gj		Gr. gk		Gr. gl		Gr. gm		Gr. gn		Gr. go		Gr. gp		Gr. gq		Gr. gr		Gr. gs		Gr. gt		Gr. gu		Gr. gv		Gr. gw		Gr. gx		Gr. gy		Gr. gz		Gr. ha		Gr. hb		Gr. hc		Gr. hd		Gr. he		Gr. hf		Gr. hg		Gr. hi		Gr. hj		Gr. hk		Gr. hl		Gr. hm		Gr. hn		Gr. ho		Gr. hp		Gr. hq		Gr. hr		Gr. hs		Gr. ht		Gr. hu		Gr. hv		Gr. hw		Gr. hx		Gr. hy		Gr. hz		Gr. ia		Gr. ib		Gr. ic		Gr. id		Gr. ie		Gr. if		Gr. ig		Gr. ih		Gr. ii		Gr. ij		Gr. ik		Gr. il		Gr. im		Gr. in		Gr. io		Gr. ip		Gr. iq		Gr. ir		Gr. is		Gr. it		Gr. iu		Gr. iv		Gr. iw		Gr. ix		Gr. iy		Gr. iz		Gr. ja		Gr. jb		Gr. jc		Gr. jd		Gr. je		Gr. jf		Gr. jg		Gr. jh		Gr. ji		Gr. jj		Gr. jk		Gr. jl		Gr. jm		Gr. jn		Gr. jo		Gr. jp		Gr. jq		Gr. jr		Gr. js		Gr. jt		Gr. ju		Gr. jv		Gr. jw		Gr. jx		Gr. jy		Gr. jz		Gr. ka		Gr. kb		Gr. kc		Gr. kd		Gr. ke		Gr. kf		Gr. kg		Gr. kh		Gr. ki		Gr. kj		Gr. kk		Gr. kl		Gr. km		Gr. kn		Gr. ko		Gr. kp		Gr. kq		Gr. kr		Gr. ks		Gr. kt		Gr. ku		Gr. kv		Gr. kw		Gr. kx		Gr. ky		Gr. kz		Gr. la		Gr. lb		Gr. lc		Gr. ld		Gr. le		Gr. lf		Gr. lg		Gr. lh		Gr. li		Gr. lj		Gr. lk		Gr. ll		Gr. lm		Gr. ln		Gr. lo		Gr. lp		Gr. lq		Gr. lr		Gr. ls		Gr. lt		Gr. lu		Gr. lv		Gr. lw		Gr. lx		Gr. ly		Gr. lz		Gr. ma		Gr. mb		Gr. mc		Gr. md		Gr. me		Gr. mf		Gr. mg		Gr. mh		Gr. mi		Gr. mj		Gr. mk		Gr. ml		Gr. mm		Gr. mn		Gr. mo		Gr. mp		Gr. mq		Gr. mr		Gr. ms		Gr. mt		Gr. mu		Gr. mv		Gr. mw		Gr. mx		Gr. my		Gr. mz		Gr. na		Gr. nb		Gr. nc		Gr. nd		Gr. ne		Gr. nf		Gr. ng		Gr. nh		Gr. ni		Gr. nj		Gr. nk		Gr. nl		Gr. nm		Gr. nn		Gr. no		Gr. np		Gr. nq		Gr. nr		Gr. ns		Gr. nt		Gr. nu		Gr. nv		Gr. nw		Gr. nx		Gr. ny		Gr. nz		Gr. oa		Gr. ob		Gr. oc		Gr. od		Gr. oe		Gr. of		Gr. og		Gr. oh		Gr. oi		Gr. oj		Gr. ok		Gr. ol		Gr. om		Gr. on		Gr. oo		Gr. op		Gr. oq		Gr. or		Gr. os		Gr. ot		Gr. ou		Gr. ov		Gr. ow		Gr. ox		Gr. oy		Gr. oz		Gr. pa		Gr. pb		Gr. pc		Gr. pd		Gr. pe		Gr. pf		Gr. pg		Gr. ph		Gr. pi		Gr. pj		Gr. pk		Gr. pl		Gr. pm		Gr. pn		Gr. po		Gr. pp		Gr. pq		Gr. pr		Gr. ps		Gr. pt		Gr. pu		Gr. pv		Gr. pw		Gr. px		Gr. py		Gr. pz		Gr. qa		Gr. qb		Gr. qc		Gr. qd		Gr. qe		Gr. qf		Gr. qg	
----------	-----------	--	------------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	-------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--	--------	--

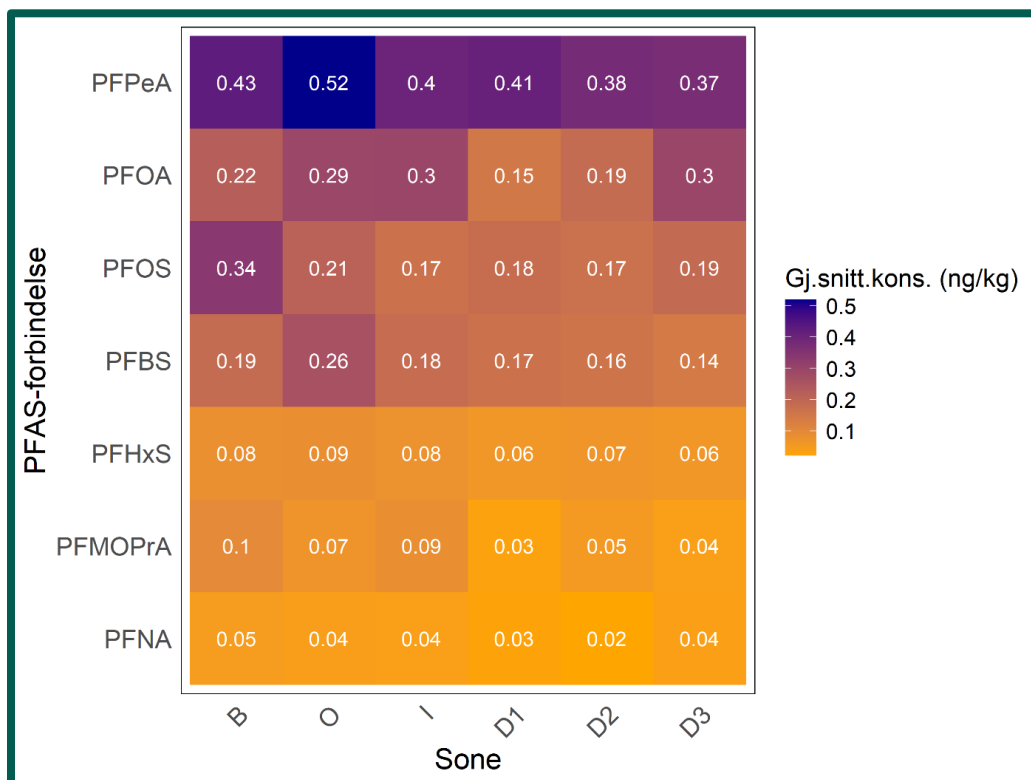
Vedlegg 15: Tabell over de PFAA forbindelsene som er inkludert og fokusert på i resultater og diskusjon, med tilhørende kjemisk formel, generell syretype, og i hvilke prøvetyper forbindelsene ble funnet i (T = torskelever, S = overflatesediment, V = bunnvann). Kolonnen med karbonkjede beskriver om forbindelsen har total karbonkjedelengde over eller under åtte karbonatomer, med hensyn til økt akkumulering med økende alkylkjedelengde over 8C (Ahrens & Bundschuh, 2014).

PFAS	Kjemisk formel	Karbon -kjede*	Syre **	Prøvetype
PFOA	C ₈ HF ₁₅ O ₂	>8	Karboksytsyre	T, S, V
PFNA	C ₉ HF ₁₇ O ₂	>8	Karboksytsyre	T, S, V
PFDA	C ₁₀ HF ₁₉ O ₂	>8	Karboksytsyre	T, S
PFUnDA	C ₁₁ HF ₂₁ O ₂	>8	Karboksytsyre	T, S
PFDoDA	C ₁₂ HF ₂₃ O ₂	>8	Karboksytsyre	T, S
PFTrDA	C ₁₃ HF ₂₅ O ₂	>8	Karboksytsyre	T, S
PFTeDA	C ₁₄ HF ₂₇ O ₂	>8	Karboksytsyre	T, S
PFOS	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S	>8	Sulfatsyre	T, S, V
PFDS	C ₁₀ HF ₂₁ O ₃ S	>8	Sulfatsyre	T, S
PFPeA	C ₅ HF ₉ O ₂	<8	Karboksytsyre	S, V
8 2 FTSA	C ₁₀ H ₅ F ₁₇ O ₃ S	>8	Sulfatsyre	S
PFBS	C ₄ HF ₉ O ₃ S	<8	Sulfatsyre	V
PFHxS	C ₆ HF ₁₃ O ₃ S	<8	Sulfatsyre	V
PFMOPrA	C ₄ HF ₇ O ₃	<8	Karboksytsyre	V

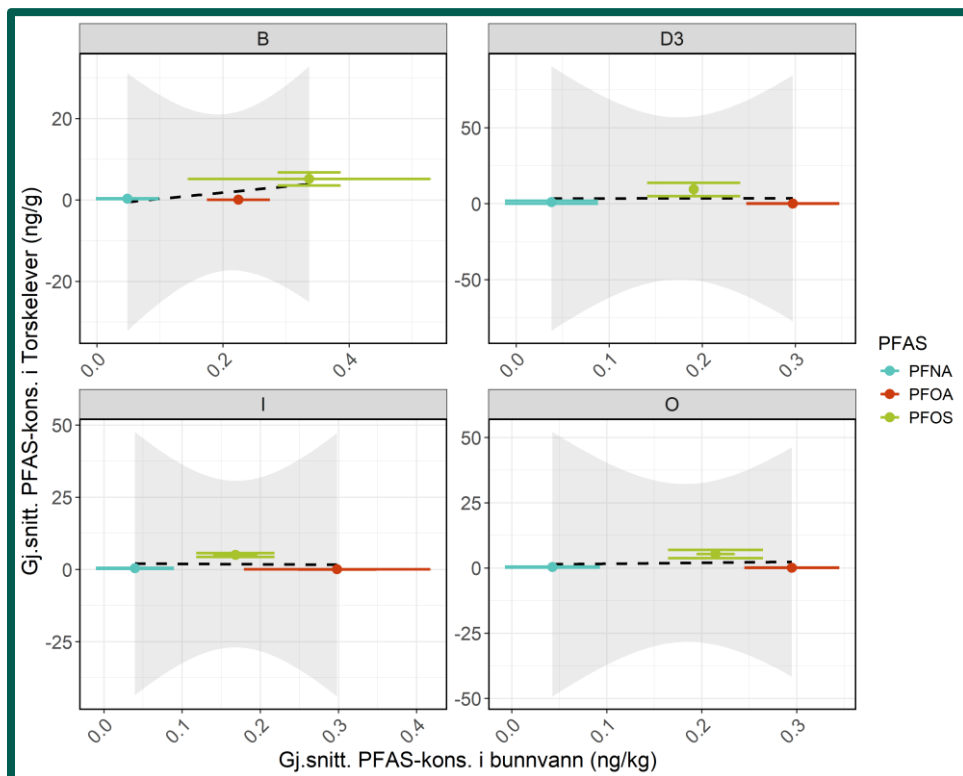
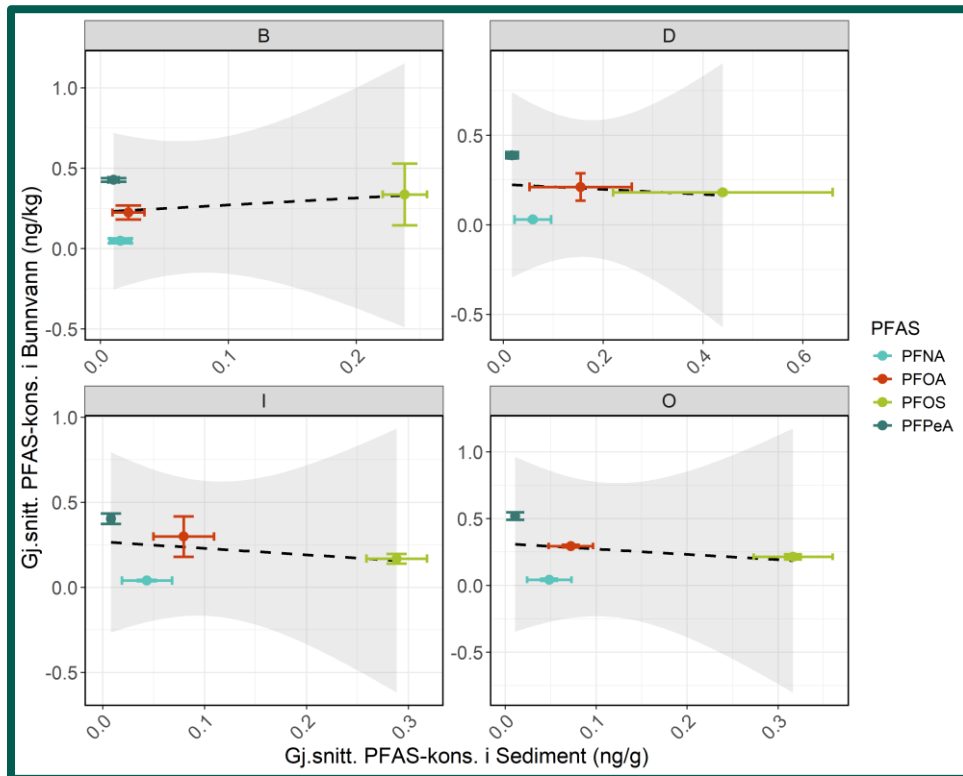
*Alle karboksylsyrene, vil ha florerte karbonkjeder tilsvarende 'karbonkjede- 1C' på grunn av syregruppen.

** sulfatsyre tilsvarer perfluoroalkyl sulfonater (PFSA), og karboksylsyre tilsvarer perfluoroalkyl karboksylater (PFCA).

Vedlegg 16: Heatmap av gjennomsnittlig PFAS-konsentrasjoner i bunnvann, per sone for B (Bærumsbassenget), O (Ostøya) og I (Ildjernet). Konsentrasjonene fra Drøbak er oppgitt for hvert prøvepunkt D1, D2 og D3. PFAS-forbindelsene er rangert fra høyest gjennomsnitt på tvers av soner til lavest (Øverst til nederst).



Vedlegg 17: Regresjonsplott for PFAS-forbindelser detekter felles for torskelever ~ bunnvann (alle prøvepunkter unntatt D1 og D3 fra bunnvann) og bunnvann ~ sediment (alle prøvepunkter inkludert). Med tilhørende regresjonslinje (svart stiplet linje og 95 % KI i lysegrått)



Vedlegg 18: Tabell over modellparameterene R^2 og P-verdier for regresjonsanalysene av PFAS-forbindelsenes fordeling mellom de ulike prøvetypene. P-verdien er inkludert for å vise signifikansen til forholdene, og R^2 for å vise regresjonsmodellens forklaring av variasjonen i dataene.

	Torskelever ~ sediment		Torskelever ~ bunnvann		Bunnvann ~ sediment	
Sone	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Bærums-bassenget	0.668	0.007	0.588	0.444	0.088	0.703
Drøbak	0.621	0.011	0.0002	0.990	0.031	0.822
Ildjernet	0.223	0.199	0.005	0.953	0.092	0.696
Ostøya	0.427	0.056	0.025	0.898	0.078	0.720

Vedlegg 19: Tabell over overflatesediment/bunnvann fordelingskoeffisienten (K_d), biokonsentrasjonsfaktor torskelever/bunnvann (BCF), biota-sediment-akkumuleringsfaktor torskelever/overflatesediment (BSAF) for PFAS-forbindelsene (venstre kolonne). I beregningene ble summen av de ulike PFAS-forbindelsene for de ulike prøvetypene benyttet.

	SONE	K_d^*	BCF**	BSAF**
PFAS	Enheter	(ng/g vv) / (ng/Kg)	(ng/g vv) / (ng/Kg)	(ng/g vv) / (ng/g vv)
PFOA	B	0.098	0.36	3
	O	0.245	0.5	2
	I	0.266	0.4	1
	D	0.731	2.9	20
	sum	0.319	0.77	3
PFNA	B	0.326	12.9	39
	O	1.133	14.1	12
	I	1.092	22.4	20
	D	2.003	281.4	566
	sum	1.040	39.6	49
PFOS	B	0.706	30.7	43
	O	1.475	41.5	28
	I	1.715	60.1	35
	D	2.420	540.8	417
	sum	1.423	81.4	68
PFPeA	B	0.024		
	O	0.021		

	I	0.020	
	D	0.045	
	sum	0.027	
PFDA	B		25
	O		8
	I		38
	D		377
	sum		45
PFUnDA	B		13
	O		8
	I		37
	D		264
	sum		31
PFDODA	B		12
	O		8
	I		40
	D		219
	sum		27
PFTTrDA	B		24
	O		20
	I		90
	D		730
	sum		75
PFTeDA	B		13
	O		8
	I		54
	D		434
	sum		41
PFDS	B		5
	O		3
	I		25
	D		113
	sum		13

*Alle miljøprøvepunkt bel inkludert i beregning.

** det ble ikke brukt PFAS konsentrasjoner målt ved miljøprøvepunkt D1 og D2 (bunnvann/overflatesediment) i beregningen, av hensyn til nærhet til fangstzone for torsk ved Drøbak.

Vedlegg 20: Detrendert korrespondanseanalyse (DCA) for PFAS i torskelever og i sediment, for å undersøke dataenes egnethet for PCA analyse (akselengde < 3).

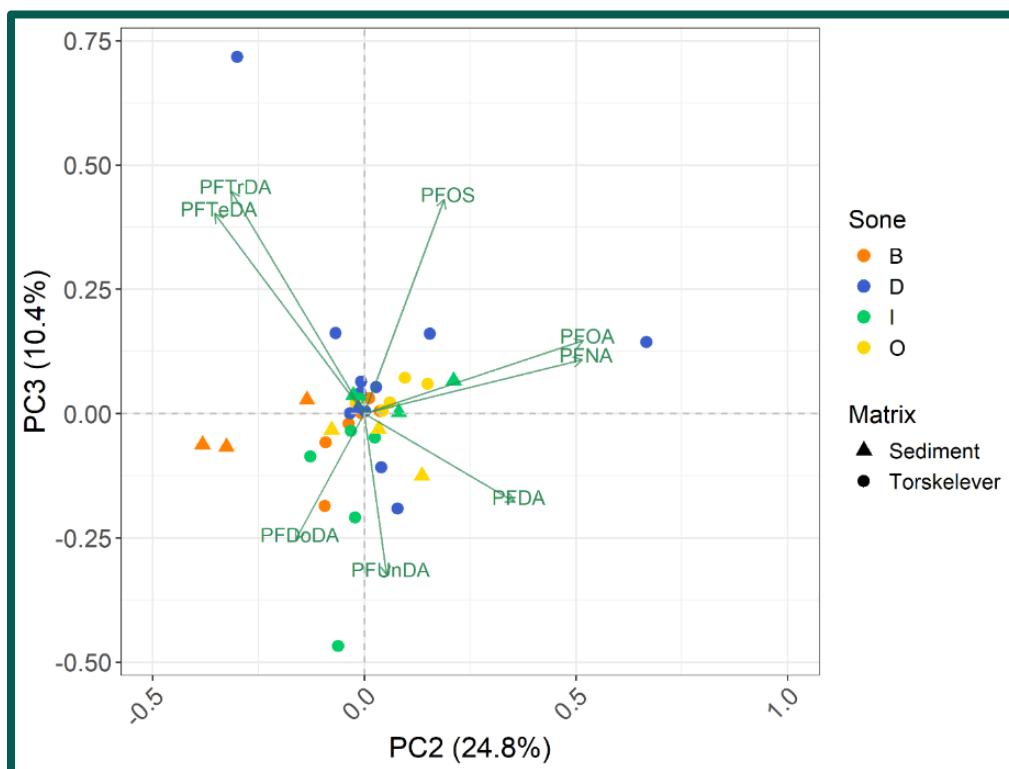
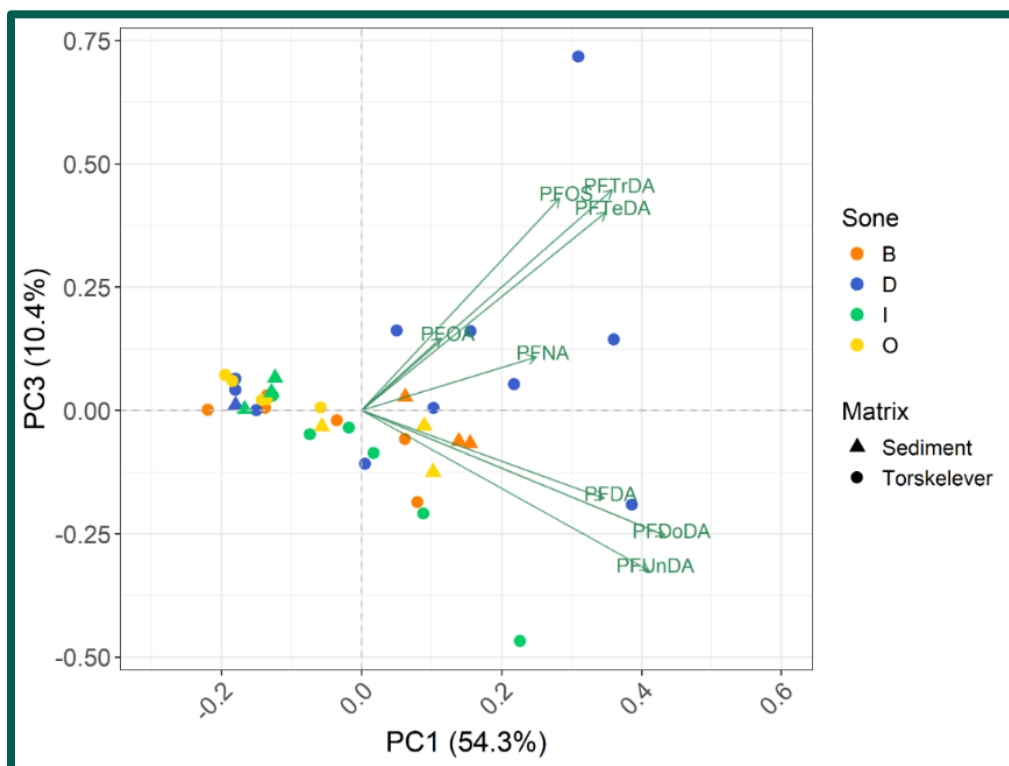
	Decorana torskelever	Decorana sediment
	DCA1	DCA1
Axis lengths	0.733	0.871

Vedlegg 21: Tabell over summary () av PCA for PFAS i sediment og torskelever, de prinsipale komponentene (PC...) som til sammen forklarte 90 % av variasjonen er inkludert (cumulative proportion). Dette er slått sammen med PCA scores () for PFAS-forbindelsene (species) og prøvepunkt/torskeindivid (sites) fra PCA for PFAS felles for sediment og torsk, som beskriver vektningen hver forbindelse og hver prøve utgjør på hver hovedkomponent (negativ vektning er markert i rødt).

	PC1	PC2	PC3	PC4
Importance of components				
Eigenvalue	4.507	2.056	0.859	0.308
Proportion explained	0.542	0.247	0.103	0.037
Cumulative proportion	0.542	0.739	0.893	0.930
PFAS (species)				
PFOA	0.350	1.077	0.197	0.345
PFNA	0.769	1.072	0.145	0.045
PFDA	1.068	0.739	-0.239	-0.080
PFUnDA	1.265	0.110	-0.436	0.165
PFDoDA	1.336	-0.336	-0.341	0.114
PFTTrDA	1.105	-0.653	0.601	0.155
PFTeDA	1.077	-0.734	0.541	0.183
PFOS	0.872	0.393	0.579	-0.594
PFDS	1.061	-0.483	-0.631	-0.267
Prøvepunkt (site)				
T-B-1	-0.144	-0.149	-0.085	0.353
T-B-2	0.262	-0.377	-0.244	-0.315
T-B-3	0.334	-0.386	-0.780	0.335
T-B-4	-0.917	-0.028	0.003	0.468
T-B-5	-0.563	0.051	0.126	0.132
T-B-6	-0.574	0.154	0.020	-0.267
T-D-1	-0.751	-0.027	0.266	-0.822
T-D-10	0.654	0.649	0.672	-0.034
T-D-11	1.511	2.793	0.600	1.003
T-D-2	-0.751	-0.033	0.171	0.162
T-D-3	1.619	0.333	-0.801	-0.849

T-D-4	-0.627	-0.137	0.001	0.198
T-D-5	1.298	-1.252	3.001	0.380
T-D-6	0.914	0.120	0.220	-1.543
T-D-7	0.212	-0.279	0.676	-2.259
T-D-8	0.433	0.010	0.020	0.689
T-D-9	0.023	0.171	-0.453	0.008
T-I-1	-0.527	-0.041	0.123	-0.181
T-I-2	0.949	-0.256	-1.959	-0.193
T-I-3	-0.306	0.106	-0.205	0.360
T-I-4	0.371	-0.087	-0.876	0.458
T-I-5	0.074	-0.528	-0.363	0.094
T-I-6	-0.073	-0.129	-0.148	-0.122
T-O-1	-0.592	-0.080	0.086	-0.445
T-O-2	-0.563	0.257	0.092	0.082
T-O-3	-0.242	0.183	0.022	-0.616
T-O-4	-0.768	0.630	0.247	1.005
T-O-5	-0.812	0.403	0.298	0.783
B-1	0.582	-1.597	-0.261	0.478
B-2	0.650	-1.361	-0.281	1.377
B-3	0.262	-0.565	0.115	0.968
D-3	-0.752	-0.060	0.045	-0.262
I-1	-0.516	0.884	0.276	-0.164
I-2	-0.537	-0.107	0.152	-0.586
I-3	-0.698	0.343	0.008	-0.096
O-1	0.375	0.143	-0.130	-0.273
O-2	-0.236	-0.321	-0.137	-0.257
O-3	0.429	0.571	-0.522	-0.047

Vedlegg 22: Plott av PC3~PC2 øverst og PC3~PC2 nederst (PC4 ble ikke inkludert i plott på grunn av lav forklaringsprosent på 3 %), fra prinsipal komponentanalysen av konsentrasjonene av de felles PFAS-forbindelsene for torskelever og overflatesediment (markert med geometrisk figur, matrix = prøvetype), for de ulike sonene (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak).



Vedlegg 23: Parametere for regresjonsmodellen for PFAS konsentrasjonen i sediment mot LOI. Inkludert er P-verdien for å vise signifikansen til forholdene, og R^2 for å vise regresjonsmodellens forklaring av variasjonen i dataene. Koeffisienten til regresjonslinja er inkludert for å beskrive om det er en synkende eller økende trend (negative verdier markert i rødt).

PFAS	Regresjonsparametere		
	Coeff	R^2	P-verdi
8 2 FTSA	0.001	0.051	0.477
PFDA	-0.014	0.087	0.350
PFDS	0.024	0.766	0.000
PFDODA	0.040	0.648	0.001
PFNA	-0.012	0.376	0.034
PFOA	-0.030	0.366	0.037
PFOS	-0.031	0.118	0.274
PFPeA	-0.001	0.072	0.396
PFTeDA	0.018	0.757	0.000
PFTTrDA	0.028	0.759	0.0002
PFUnDA	0.038	0.230	0.114

Vedlegg 24: Tabell over summary () av PCA for PFAS i sediment, de prinsipal komponentene (PC...) som til sammen forklarte 90 % av variasjonen er inkludert (cumulative proportion). Dette er slått sammen med PCA scores () for PFAS-forbindelsene (species) og prøvepunktene (sites) fra PCA for PFAS felles for sediment og torsk, samt gjennomsnitt av PC scorene for hver sone (B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak), som beskriver vektningen hver forbindelsene og hver prøve utgjør på hver hovedkomponent (negativ vektning er markert i rødt). Dette ble gjort som en forberedelse av sediment-PFAS data, før sammenslåing med skalerte PFAS-konsentrasjoner i torskelever, torske- og miljøvariabler til RDA, for å kunne benytte PFAS konsentrasjonen i overflatesediment fra sonene som egne variabler i RDA.

	PC1	PC2	PC3
Importance of components			
Eigenvalue	4.705	1.366	0.427
Proportion explained	0.692	0.201	0.062
Cumulative proportion	0.692	0.894	0.956
PFAS (species)			
PFOA	0.357	-0.269	0.142
PFNA	0.448	-0.719	0.144
PFDA	0.132	-0.810	0.003
PFUnDA	-0.845	-0.423	-0.322

PFD_oDA	-1.051	-0.245	-0.102
PFT_rDA	-1.070	0.132	0.062
PFT_eDA	-1.102	-0.071	-0.069
PFOS	0.152	-0.249	0.113
PFDS	-0.931	-0.012	0.561
Prøvepunkt (site)			
B-1	-1.480	0.778	1.651
B-2	-1.452	0.123	-1.353
B-3	-0.547	-0.119	-1.348
D-3	0.785	0.975	-0.493
I-1	1.136	-0.421	0.332
I-2	0.572	0.764	0.216
I-3	0.967	0.429	-0.289
O-1	-0.161	-1.040	0.888
O-2	0.126	0.498	0.406
O-3	0.053	-1.988	-0.010
$\bar{x}$ av principakomponentene for hver sone			
B	-1.160	0.260	-0.350
D	0.785	0.975	-0.493
I	0.892	0.257	0.086
O	0.006	-0.843	0.428

Vedlegg 25: Modellseleksjonstabell ved akakies informasjonskriterie (AIC), for RDA av PFAS-sammensetning i torskelever rangert fra mest til minst støttet kandidatmodell (Responsvariabler: PC1, PC2 og PC3 = fra gj.snitt av PCA for kun overflatesediment, LSI = leversomatisk indeks, mean_LOI = gjennomsnittlig loss of ignition per sone). Effekter mellom responsvariabler: + = additiv, * = interaksjon.

Modell (~forklaringsvariabler)	Antall variabler (K)	AIC	ΔAIC
~ PC2 + LSI	3	57.522	0
~ PC3 + LSI	3	58.090	0.567
~ PC2 * LSI	4	58.852	1.329
~ PC2 + PC3 + LSI	4	59.052	1.529
~ PC1 + PC3 + LSI	4	59.157	1.634

~ PC3 + mean_LOI + LSI	4	59.157	1.634
~ PC3 * LSI	4	59.164	1.641
~ PC1 + PC2 + LSI	4	59.254	1.731
~ PC2 + mean_LOI + LSI	4	59.257	1.734
~ PC1 + mean_LOI + LSI	4	59.331	1.808
~ LSI	2	59.379	1.856
~ PC1 * PC3 + LSI	5	59.384	1.861
~ PC1 + PC2 + PC3 + LSI	5	59.384	1.861
~ PC1 * PC2 * PC3 + LSI	5	59.384	1.861

Vedlegg 26: Variansanalyse (ANOVA)-tabell for toppmodellen for konsentrasjonen av PFAS-forbindelsene i torskelever (~ PC2 + LSI) i Vedlegge 25.

Effekt	Df	SS	Varsians	F	P
PC2	1	1.369	1.369	5.243	0.006
LSI	1	1.099	1.099	4.210	0.013
Residualer	25	163.261	6.530		
Modell	2			4.727	0.001

Vedlegg 27: summary () for RDA toppmodellen for konsentrasjonen av PFAS-forbindelsene i torskelever (~ PC2 + LSI), med hensyn på varians forklaring av datasettet de ulike begrensede (RDA) og ubegrensede (PC) prinsipalkomponentene har.

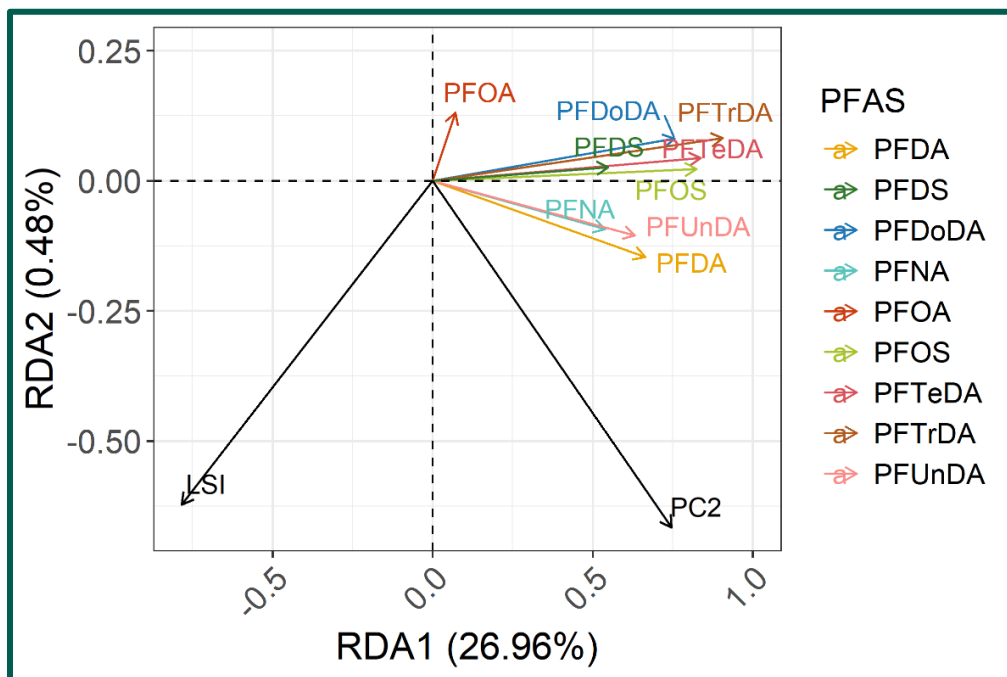
	Eigenverdi	Proportion explained	Cumulative proportion
Eigenvalues, and their contribution to the variance			
RDA1	2.426	0.269	0.269
RDA2	0.043	0.004	0.274
PC1	3.218	0.357	0.632
PC2	1.575	0.175	0.807
PC3	0.985	0.109	0.916

Vedlegg 28: RDA scorene for PFAS-forbindelser og torskeleverprøver (prøvetype – sone – replikat, sone: B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak), negative vektinger er markert med rødt.

	RDA1	RDA2
PFAS (species)		
PFOA	0.070	0.130
PFNA	0.538	-0.093
PFDA	0.663	-0.146
PFUnDA	0.631	-0.105
PFDoDA	0.755	0.080
PFTTrDA	0.905	0.081
PFTeDA	0.836	0.043

PFOS	0.823	0.022
PFDS	0.547	0.026
Prøvepunkt (site)		
T-B-1	-0.251	0.663
T-B-2	0.350	1.612
T-B-3	0.368	0.462
T-B-4	-1.373	-0.686
T-B-5	-0.844	0.346
T-B-6	-0.867	0.508
T-D-1	-1.063	0.012
T-D-10	1.037	-3.672
T-D-11	2.074	-3.084
T-D-2	-1.095	-0.602
T-D-3	2.264	-4.398
T-D-4	-0.935	-0.711
T-D-5	2.301	8.438
T-D-6	1.392	-1.196
T-D-7	0.452	1.932
T-D-8	0.618	-2.858
T-D-9	-0.048	-1.982
T-I-1	-0.766	0.093
T-I-2	1.146	-3.684
T-I-3	-0.522	0.675
T-I-4	0.394	-0.300
T-I-5	0.037	4.185
T-I-6	-0.146	1.429
T-O-1	-0.860	0.167
T-O-2	-0.861	0.600
T-O-3	-0.362	-0.694
T-O-4	-1.197	0.986
T-O-5	-1.243	1.757

Vedlegg 29: Biplot av kun PFAS-forbindelse- og forklaringsvariabler (LSI = leversomatisk indeks, PC2 = fra gj.snitt av PCA for kun overflatesediment), fra toppmodellen fra RDA modellseleksjonen av konsentrasjonen av PFAS-forbindelser i torskelever, med hensyn på sone.



Vedlegg 30: PCA for kun PFOS konsentrasjon i prøvetypene, sett opp mot andre variabler (uten miljøprøvepunkt D1 og D2 fra Drøbak). DCA hadde en akselengde på 1.5155 for DCA1 (<3 => PCA). Tabellen under viser PC scorene for sites (torskeleverprøver) og species (variabler), for de prinsippalkomponentene som dekket 90 % av variansforklaringen (PC1 til PC5) (ID: prøvetype – sone – replikat, sone: B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak). Negative vektinger er markert i rødt.

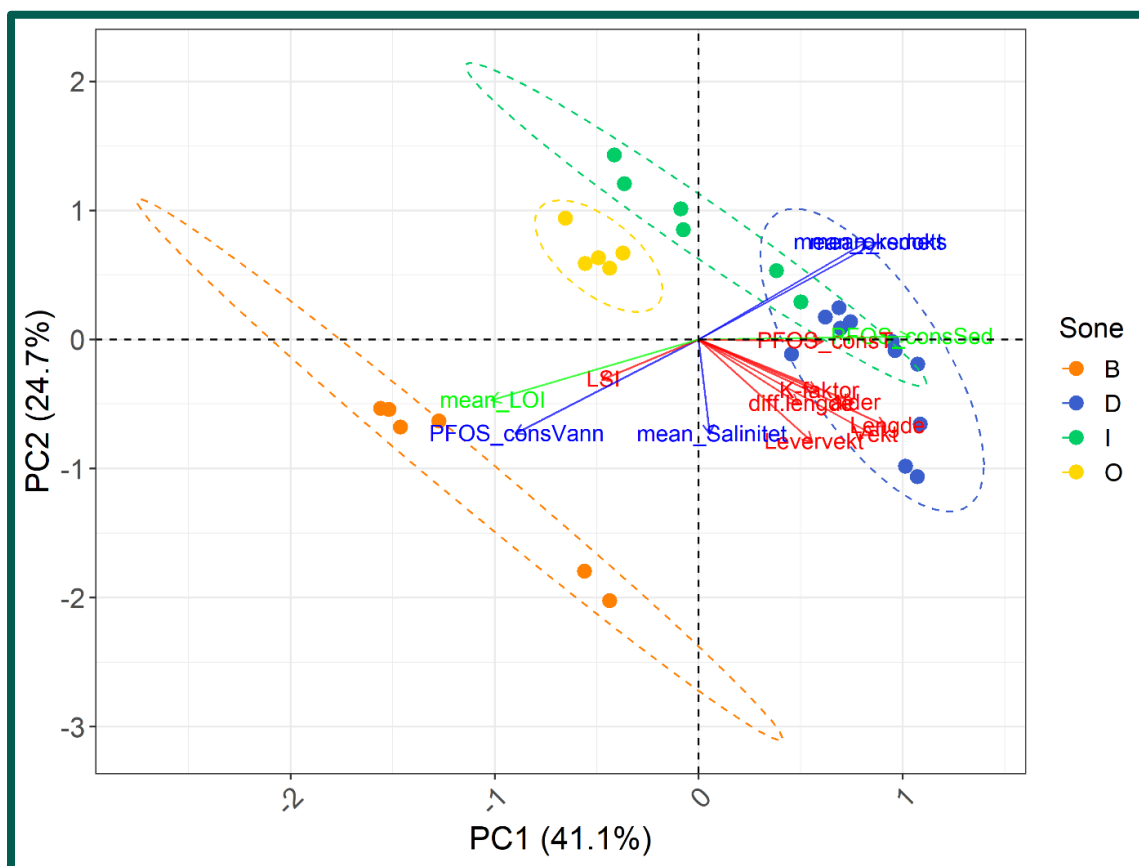
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Importance of components					
Eigenvalue	5.061	4.059	1.521	1.343	0.794
Proportion explained	0.361	0.289	0.108	0.095	0.056
Cumulative proportion	0.361	0.651	0.760	0.856	0.912
Prøvepunkt (site)					
T-B-1	-0.066	-1.880	0.528	1.138	0.685
T-B-2	-0.236	-1.728	0.164	0.632	-0.030
T-B-3	-1.167	-0.914	-0.836	-0.259	-0.861
T-B-4	-1.364	-0.972	0.091	0.110	-1.096
T-B-5	-1.446	-0.877	-0.301	0.164	0.097
T-B-6	-1.497	-0.878	-0.243	-0.0006	0.282
T-D-1	1.093	-0.725	1.623	-0.048	1.337
T-D-10	0.538	0.102	-0.608	-0.132	-0.477
T-D-11	0.583	0.147	-1.411	-1.120	-0.380
T-D-2	1.149	-0.464	0.498	0.039	-0.287
T-D-3	0.683	0.083	-1.098	0.404	0.886
T-D-4	1.144	-0.776	1.664	-1.638	0.110
T-D-5	0.922	-0.013	-1.450	0.096	0.894
T-D-6	1.083	-0.134	-1.339	0.154	0.486
T-D-7	0.956	-0.067	-1.161	0.585	0.063
T-D-8	0.635	0.048	-0.429	-0.072	-1.672
T-D-9	0.353	-0.131	0.806	-1.733	-0.109
T-I-1	-0.071	0.856	0.911	0.907	-0.017
T-I-2	-0.442	1.097	0.781	0.330	0.141
T-I-3	-0.096	0.982	0.546	1.027	-0.611
T-I-4	-0.505	1.270	0.392	1.270	0.771
T-I-5	0.474	0.664	0.406	0.532	-2.451
T-I-6	0.637	0.495	0.588	1.075	-0.368
T-O-1	-0.594	0.670	0.033	-1.232	0.472
T-O-2	-0.710	0.687	0.506	0.102	0.704
T-O-3	-0.510	0.768	-0.460	0.284	0.919
T-O-4	-0.877	0.957	-0.291	-1.146	1.034
T-O-5	-0.665	0.730	0.088	-1.470	-0.526
VARIABLER					
PFOS_CONSSED	-0.306	0.947	0.251	-0.074	0.143

PFOS_CONST	0.586	-0.014	-0.870	0.061	0.284
PFOS_CONSVANN	-0.797	-0.847	-0.114	0.074	-0.018
LSI	-0.462	-0.333	0.732	-0.501	0.197
K-FAKTOR	0.641	-0.328	0.070	-0.107	-0.853
LENGDE	1.013	-0.525	0.058	0.157	0.093
VEKT	0.959	-0.590	0.146	0.126	0.109
LEVERVEKT	0.653	-0.652	0.633	-0.184	0.236
MEAN_LOI	-0.958	-0.564	-0.064	-0.022	0.074
MEAN_REDOKS	0.753	0.876	0.087	-0.166	0.077
DIFF.LENGDE	0.610	-0.414	0.260	0.820	0.201
ALDER	0.786	-0.388	-0.148	-0.630	-0.101
MEAN_SALINITET	0.063	-0.748	-0.455	-0.584	0.271
MEAN_OKSMETT	0.689	0.883	0.051	-0.271	0.144

Vedlegg 31: Tabell over PCA for kun PFOS konsentrasjon i prøvetypene mot andre variabler (inkluderer alle prøvepunkter i Drøbak). DCA hadde en akselengde på 1.5157 for DCA1 (<3 => PCA). Tabellen under viser PC scorene for sites (torskeleverprøver) og species (variabler), for de prinsipalkomponentene som dekket 90 % av variansforklaringen (PC1 til PC5). (ID: prøvetype – sone – replikat, sone: B = Bærumsbassenget, O = Ostøya, I = Ildjernet, D= Drøbak). Negative vektinger er markert i rødt. Biplotet for PC1 og PC2 fra tabellen er vist under tabellen.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Importance of components					
Eigenvalue	5.750	3.451	1.578	1.404	0.803
Proportion explained	0.410	0.246	0.112	0.100	0.057
Cumulative proportion	0.410	0.657	0.770	0.870	0.927
Prøvepunkt (site)					
T-B-1	-0.435	-2.024	0.961	0.827	0.496
T-B-2	-0.559	-1.794	0.437	0.613	-0.180
T-B-3	-1.273	-0.631	-0.816	0.313	-0.973
T-B-4	-1.460	-0.680	-0.003	-0.092	-0.872
T-B-5	-1.517	-0.543	-0.313	0.169	0.285
T-B-6	-1.557	-0.535	-0.372	-0.011	0.491
T-D-1	1.013	-0.983	1.097	-1.026	1.516
T-D-10	0.621	0.172	-0.553	0.168	-0.346
T-D-11	0.687	0.244	-1.629	-0.050	-0.433
T-D-2	1.085	-0.658	-0.658	-0.183	-0.358
T-D-3	0.745	0.134	-0.663	0.926	0.942
T-D-4	1.071	-1.062	0.400	-2.189	-0.001
T-D-5	0.949	-0.018	-1.027	1.010	0.738
T-D-6	1.074	-0.192	-0.884	1.031	0.321
T-D-7	0.963	-0.088	-0.554	1.183	0.087
T-D-8	0.694	0.086	-0.334	0.136	-1.537
T-D-9	0.455	-0.115	-0.382	-1.986	0.045

T-I-1	-0.074	0.848	1.343	0.062	0.209
T-I-2	-0.364	1.205	0.903	-0.397	0.391
T-I-3	-0.086	1.011	1.167	0.388	-0.434
T-I-4	-0.413	1.427	1.071	0.542	1.043
T-I-5	0.381	0.532	0.971	0.303	-2.539
T-I-6	0.502	0.290	1.325	0.644	-0.494
T-O-1	-0.434	0.549	-0.730	-0.891	0.188
T-O-2	-0.554	0.586	0.235	-0.262	0.778
T-O-3	-0.371	0.667	-0.329	0.572	0.749
T-O-4	-0.652	0.939	-0.961	-0.680	0.687
T-O-5	-0.490	0.632	-0.782	-1.121	-0.799
VARIABLER					
PFOS_CONSSED	1.035	0.021	-0.420	-0.188	0.140
PFOS_CONST	0.608	-0.013	-0.620	0.591	0.251
PFOS_CONSVANN	-0.899	-0.730	0.151	0.145	-0.031
LSI	-0.475	-0.311	0.199	-0.882	0.273
K-FAKTOR	0.581	-0.397	0.069	-0.078	-0.849
LENGDE	0.915	-0.669	0.179	0.183	0.037
VEKT	0.855	-0.737	0.218	0.109	0.050
LEVERVEKT	0.556	-0.793	0.376	-0.459	0.216
MEAN_LOI	-1.017	-0.471	-0.176	0.046	0.022
MEAN_REDOKS	0.871	0.752	0.064	-0.194	0.069
DIFF.LENGDE	0.491	-0.497	0.685	0.525	0.269
ALDER	0.759	-0.489	-0.425	-0.320	-0.229
MEAN_SALINITET	0.053	-0.733	-0.807	-0.150	0.200
MEAN_OKSMETT	0.821	0.753	-0.042	-0.247	0.113



Vedlegg 32: Modellseleksjon (uten miljøprøvepunkt D1 og D2 fra Drøbak) basert på akakies informasjonskriterie (AIC) for å finne favorisert prediksjonsmodell for PFOS-konsentrasjon i torskelever. Tilhørende summary og ANOVA, er i tabellen under.

Modell	Antall variabler (K)	AIC	$\Delta AICc$	AICcWt	Cum. Wt	LL
~PFOS_consSed*LSI	5	146.11	0	0.26	0.26	-66.69
~PFOS_consSed+LSI	4	146.48	0.38	0.22	0.48	-68.37
~mean_LOI+PFOS_consSed+LSI	5	147.48	1.37	0.13	0.61	-67.37
~LSI	3	148.08	1.97	0.10	0.70	-70.54

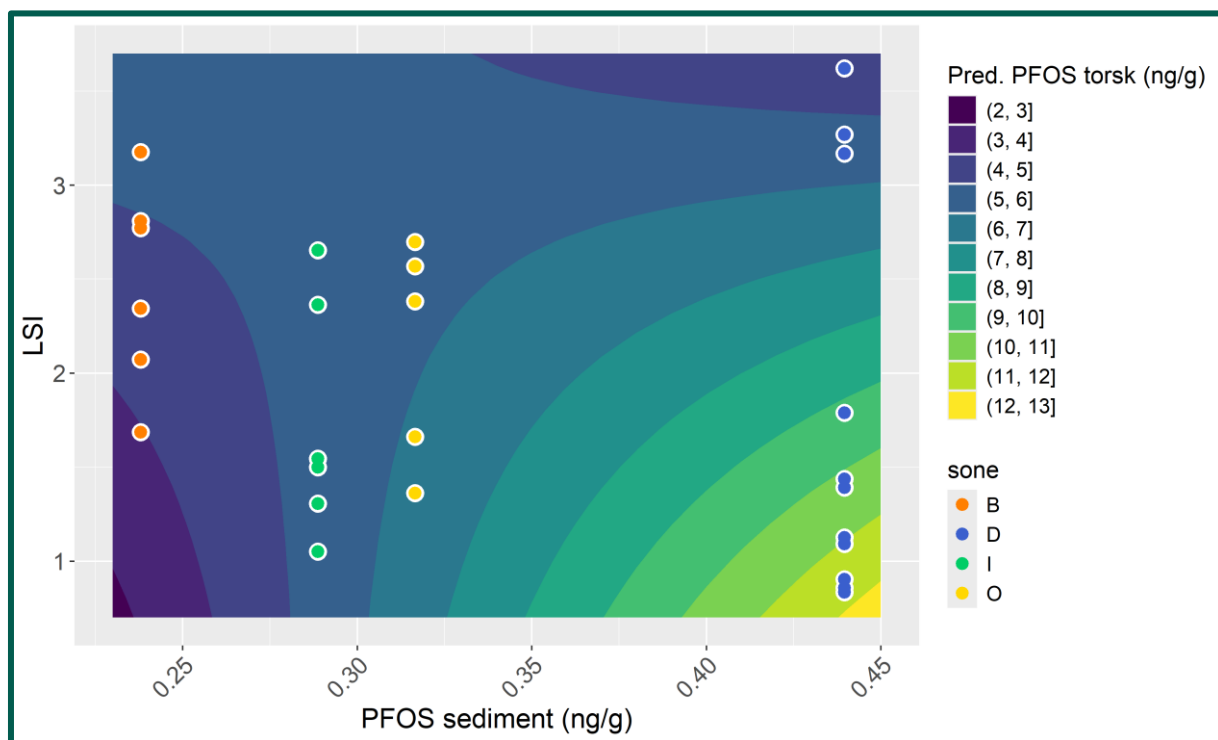
Effektestimater fra ANOVA for lineær modell 19:				
	Df	SS	F	P
PFOS_consSed	1	30.678	3.833	0.061
LSI	1	90.201	11.271	0.002
PFOS_consSed:LSI	1	24.521	3.064	0.092
Residuals	24	192.069		
Parameterestimater fra summary for lineær modell 19:				
	Estimate	SE	T value	P verdi
(Intercept)	48.644	16.327	2.979	0.00652

PFOS_consSed	-143.844	62.809	-2.290	0.03110
LSI	-15.208	7.454	-2.040	0.05249
PFOS_consSed:LSI	50.599	28.907	1.750	0.09282

Vedlegg 33: Tabell med summary og ANOVA av den favoriserte prediksjonsmodellen for PFOS-konsentrasjon i torskelever, når alle miljøprøvepunkt fra Drøbak er inkludert basert på akakies informasjonskriterie (AIC). Her var også PFOS konsentrasjonen i overflatesediment med interaksjonseffekter med leversomatisk indeks (LSI) forklaringsvariablene som hadde mest støtte.

Effekttest for toppmodellen i vedlegg 33:				
Effekt	Df	SS	F	P
PFOS_consSed	1	108.563	3.833	0.0003
LSI	1	45.962	11.271	0.0115
PFOS_consSed:LSI	1	35.544	3.064	0.0242
Parameterestimer for lineær modell 19:				
	Estimate	SE	T value	P verdi
(Intercept)	-11.073	6.513	-1.700	0.102
PFOS_consSed	56.893	16.490	3.450	0.002
LSI	5.061	2.844	1.780	0.087
PFOS_consSed:LSI	-17.530	7.287	-2.406	0.024

Vedlegg 34: Prediksjonsplott for modellen med mest støtte, vurdert med AIC, når alle miljøprøvepunkter for Drøbak sonen er inkludert i modellen (Vedlegg 33). Responsvariabelen er PFOS konsentrasjon i torskelever, og forklaringsvariablene leversomatisk indeks og PFOS konsentrasjonen i overflatesediment har en interagerende effekt.



Vedlegg 35: Oversikt over grenseverdier i miljø, fisk og mennesker for PFAS-forbindelser. Sammenslått tabell kommer fra ulike kilder, hvor de ulike grenseverdiene er hentet fra kilder henvist i tabell.

	II	III	IV	V
	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved kortidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Tilstandsklasser for kystvann (µg/l) (Miljødirektoratet, 2016)				
PFOS	0 – 0,00013	0,00013 – 7,2		
PFOA	0 – 9,1			
Tilstandsklasser for sediment (µg/kg TS) (Miljødirektoratet, 2016)				
PFOS	0 – 0,23	0,23 - 72		
PFOA	0 – 71			
Miljøkvalitet standarder (EQS) i fisk (µg/kg våtvekt) (Vanndirektivet, 2018)				
PFOS	9,1			
PFOA	91			
Menneskelig TWI (tolerabelt ukentlig inntak) for summen av PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS (Schrenk et al., 2020)				
Per uke	4,4 ng/kg kroppsvekt			
Midlertidige tålegrensene for PFOS og PFOA for mennesker (Knutsen, H. K. et al., 2018)				
PFOS	13 ng/kg kroppsvekt per uke			
PFOA	6 ng/kg kroppsvekt per uke			
Den første tålegrensen for PFOS og PFOA for mennesker (EFSA, 2008)				
PFOS	150 ng/kg kroppsvekt per dag			
PFOA	1500 ng/kg kroppsvekt per dag			

Vedlegg 36: PFAS-forbindelser som ikke ble tatt med fra rådata i videre analyser, på bakgrunn av ikke detektert (n.d.) eller få observasjoner.

Prøvetype	PFAS-forbindelser
Torskelever	PFPeA, PFHxA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFNS, 5 3 FTCA, 4 2 FTSA, 6 2FTSA, 8 2 FTSA, HFPO-DA, NaDONA, PFDHA, PFMOPrA, PFEESA
Overflatesediment	PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFNS, PFUdS, PFDdS, PFTrDS, 5 3 FTCA, 4 2 FTSA, 6 2FTSA, HFPO-DA, NaDONA, PFDHA, PFMOPrA, PFEESA
Bunnvann	PFDA, PFUnDA, PFPeS, PFHpS, PFNS, PFDS, 4 2 FTSA, 8 2 FTSA, HFPO-DA, NaDONA, PFDHA, PFEESA



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelege universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway